



Intern rapport

PROJECT ZOUTMODELLERING
IJSELMEERGEBIED

**ZOUTMODELLERING
IJSELMEER MET BEHULP
VAN WAQUA**

door W.Oosterberg
1993 - 15 LIO

r
20167



Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Directie Flevoland



Intern rapport

PROJECT ZOUTMODELLERING
IJSELMEERGEBIED

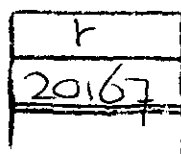
**ZOUTMODELLERING
IJSELMEER MET BEHULP
VAN WAQUA**

door W. Oosterberg
1993 - 15 LIO

Interne rapporten zijn in principe interne communicatiemiddelen; hun inhoud varieert sterk en kan zowel betrekking hebben op een weergave van cijferreeksen, als op een discussie van onderzoeksresultaten.

Postbus 600
8200 AP Lelystad

Smedinghuis
Zuiderwagenplein 2
Tel. (03200) 99111
Telex 40115
Telefax (03200) 34300



7066

Referaat

Project zoutmodellering IJsselmeergebied: Zoutmodellering IJsselmeer met behulp van WAQUA / door W. Oosterberg; Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, directie Flevoland. - Lelystad: RWS, FL, 1993. - 38 p. : fig., tab. ; 30 cm. - (Intern Rapport; 1993 - 15 LIO).

In dit rapport wordt het effect van een aantal beheersmaatregelen op de zoutconcentratie bij een drinkwater inlaatpunt in het IJsselmeer met behulp van het model WAQUA voorspeld. Het model is geijkt aan de hand van de resultaten van een tracerproef met rhodamine, en gevalideerd aan de hand van gemeten chlorideconcentraties.

INHOUDSOPGAVE

1	Samenvatting en conclusies	1
2	Inleiding	3
3	Theorie	4
4	Werkwijze	5
5	Calibratie	9
6	Validatie	11
7	Scenario's	12
7.1	Kwalitatieve beschrijving per scenario	12
7.2	Kwantificering van het effect bij Andijk	18
7.3	Evaluatie	21
8	Bronnen	21
Bijlage 1.:	Verklaringen voor de bij de calibratie gevonden verschillen tussen gemeten en gesimuleerde rhodaminegradienten	22
Bijlage 2.:	Vereffening van chloridebalansen	25
Bijlage 3.:	Verschilkaartjes van de chlorideconcentratie in het IJsselmeer bij de onderzochte scenario's	26
Bijlage 4.:	Chloride tijdreeksen bij Andijk bij de onderzochte scenario's	32

1 Samenvatting en conclusies

In het kader van het project Zoutmodellering IJsselmeergebied is een deelproject Zoutmodellering met behulp van WAQUA uitgevoerd.

Doel van het (hoofd)project is het kwantificeren van de te verwachten stijging van de zoutconcentratie bij Andijk ten gevolge van de gewijzigde afwatering van Flevoland, en het identificeren van maatregelen die deze stijging kunnen tegengaan.

Doel van het deelproject is:

- het verfijnen van de berekeningen die zijn uitgevoerd in de parallelle deelprojecten PAWN en WATERBAL
- het doorrekenen van een aantal scenario's die een naar plaats gedifferentieerd beeld van het IJsselmeer vereisen.

WAQUA is een twee-dimensionaal waterbewegings- en stoftransport model. In tegenstelling tot de modellen die in parallelle deelprojecten zijn gebruikt, is WAQUA in staat om een naar plaats gedifferentieerd beeld te geven van de chlorideconcentratie in het IJsselmeer.

Er is gebruik gemaakt van een door het RIZA ontwikkelde schematisering van het IJsselmeer met een maaswijdte van 1 km. Het model is gecalibreerd met behulp van de rhodamine-tracerproef die in 1990 in het IJsselmeer is uitgevoerd. Daarbij is met name aandacht besteed aan de coëfficiënt die de snelheid van dispersief stoftransport beschrijft.

Bij de validatie van het model aan gemeten chlorideconcentraties bleek het model de metingen enigszins te onderschatten. Omdat deze onderschatting echter in de scenario's in gelijke mate aanwezig is, kan aan de verschillen tussen de scenario-berekeningen wel waarde worden gehecht.

Met het model zijn de volgende scenario's doorgerekend:

- wijziging van de afwatering van de Lage Afdeling van Flevoland
- wijziging van de spuverdeling van de sluizen in de Afsluitdijk
- wijziging in de verdeling over de sluizen van de wateruitwisseling met het Markermeer
- bellenscherm in de Den Oever schutsluis
- afleiding Wieringermeerpolder

In dit deelproject was de simulatieperiode 1981-1983, dit in tegenstelling tot de deelprojecten PAWN en WATERBAL waar een simulatieperiode 1976-1991 is aangehouden.

Uit de scenario-berekeningen kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- de gewijzigde afwatering van Flevoland leidt bij Andijk tot een stijging van de chlorideconcentratie in de orde van + 3 mg Cl/l.
- uitgaande van de situatie met gewijzigde afwatering van Flevoland, treedt bij Andijk het grootste effect op door de afleiding van de Wieringermeer naar de Waddenzee. Over de hele periode bezien is het effect gemiddeld - 14 mg Cl/l; in perioden met een concentratie bij Andijk groter dan 150 mg Cl/l neemt het effect toe tot gemiddeld - 26 mg Cl/l.
- geconcentreerd spuien via de Lorentzsluizen leidt tot een toename van de chlorideconcentratie bij Andijk.
- bij geconcentreerd spuien via de Stevinsluizen is het effect op Andijk over de hele periode bezien gemiddeld kleiner dan - 1 mg Cl/l; in perioden met een concentratie bij Andijk groter dan 150 mg/l neemt het effect toe tot gemiddeld - 1.5 mg Cl/l. Voor het IJsselmeer als geheel leidt dit scenario tot een toename in chlorideconcentratie.
- bij een operationeel bellenscherm in de Den Oever schutsluis is het effect op Andijk over de hele periode bezien gemiddeld -1.6 mg Cl/l; in perioden met een concentratie bij Andijk groter dan 150 mg/l neemt het effect toe tot gemiddeld - 3.8 mg Cl/l.

Het bellenscherm in de Kornwerd schutsluizen is in de WAQUA simulatieperiode (1981-

1983) maximaal ingezet, maar in de PAWN en WATERBAL simulatieperiode (1976-1991) slechts beperkt ingezet. Bij gebruik van de langere simulatieperiode heeft het bellenscherm in de Kornwerd schutsluizen een verlaging van de concentratie bij Andijk tot gevolg die niet in bovenstaande getallen tot uitdrukking komt.

De verwachting is dat de combinatie van bellenscherm en gericht spuien via de Stevinsluizen een groter effect heeft dan bellenscherm en gericht spuien afzonderlijk. Het effect van deze combinatie van maatregelen is niet gekwantificeerd.

- in perioden waarin de chlorideconcentratie in het Markermeer lager is dan die in het IJsselmeer heeft gerichte waterinlaat via de Krabbersgatsluizen een verlaging bij Andijk tot gevolg.

2 Inleiding

Vanaf 1991 heeft het Heemraadschap Fleverwaard de lozing van het waterbezwaar van de Lage Afdeling van Flevoland grotendeels van het Markermeer naar het Ketelmeer verplaatst. Door de hoge zoutconcentraties in dit oppervlaktewater heeft deze wijziging tot gevolg dat de zoutbelasting van het IJsselmeer toeneemt, hetgeen zal leiden tot een stijging van de zoutconcentratie in het water dat door de NV PWN Waterleidingbedrijf Noord-Holland (PWN) en de NV Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland (WRK) bij Andijk wordt ingenomen.

Onder verantwoording van de Hoofdafdeling Waterhuishouding en Scheepvaart van Rijkswaterstaat Directie Flevoland (RWS-DFL-AN) is het project Zoutmodellering IJsselmeergebied gestart.

Doel van het project is het kwantificeren van de te verwachten stijging van de zoutconcentratie bij Andijk en het identificeren van maatregelen die deze stijging kunnen tegengaan.

Het project valt uiteen in drie deelprojecten:

- Deelproject Zoutmodellering IJsselmeergebied met behulp van het distributiemodel PAWN (zie (RIZA 1993)).
- Deelproject Zoutmodellering IJsselmeergebied met behulp van het water- en zoutbalansmodel WATERBAL (zie (ICIM 1993)).
- Deelproject Zoutmodellering IJsselmeer met behulp van WAQUA.

Over het derde deelproject wordt hier gerapporteerd.

Het doel van het deelproject is:

- het verfijnen van de berekeningen die zijn uitgevoerd in de deelprojecten PAWN en WATERBAL
- het doorrekenen van een aantal scenario's die een naar plaats gedifferentieerd beeld van het IJsselmeer vereisen.

Instellingen betrokken bij de uitvoering van dit deelproject waren:

Rijkswaterstaat-Directie Flevoland-Hoofdafdeling Aquanautica (RWS-DFL-ANW):
opdrachtgever en toelevering van data

Rijkswaterstaat-Directie Flevoland-Hoofdafdeling Landinrichting (RWS-DFL-LIO):
opzet, interpretatie en rapportage

Informatica Centrum voor Infrastructuur en Milieu (ICIM):
uitvoering van berekeningen

3 Theorie

WAQUA is een twee-dimensionaal waterstromings- en stoftransportmodel.

In tegenstelling tot de modellen PAWN en WATERBAL is WAQUA in staat om een naar plaats gedifferentieerd beeld te geven van stofconcentraties in het IJsselmeer.

Chloride (en het vanuit het oogpunt van de drinkwatervoorziening relevante natrium) is een conservatieve stof, hetgeen wil zeggen dat de concentratie alleen wordt beïnvloed door de (water en chloride) belasting van het systeem, en het stoftransport in het systeem. Fysische processen als bezinking en vervluchtiging, en chemische en biologische processen spelen geen rol.

Het stoftransport valt uiteen in advectioneel transport door waterstroming enerzijds en dispersief transport door diffusie en turbulente (kleinschalige) waterbeweging anderzijds.

Het programma WAQUA simuleert in de twee horizontale dimensies de snelheid van de waterstroming; op basis hiervan wordt het advectioneel transport berekend.

Het dispersief transport wordt berekend uit de concentratiegradient van nabijgelegen punten. Met deze gegevens wordt per cel en per tijdstap een massabalans van water en stof bijgehouden, waaruit het verloop van de concentratie wordt berekend.

Voor het uitvoeren van deze berekeningen dient het programma over de volgende gegevens te beschikken:

- een **schematisering** van het watersysteem. In de in dit deelproject gebruikte versie van WAQUA gaat het om rechthoekige cellen van gelijke lengte en breedte, en variabele diepte
- de relevante **randvoorwaarden** gedurende de simulatie-periode. Het betreft de grootte en locatie van de in- en uitgaande water- en stofstromen, alsmede de grootte en richting van de wind - de belangrijkste drijvende kracht voor de waterstroming in watersystemen als het IJsselmeer.

Daarnaast dient een waarde te worden opgegeven voor de **parameters** die in de formules voor de beschrijving van de waterstroming voorkomen (de wind-water schuifspanningscoëfficiënt en de water-bodem schuifspanningscoëfficiënt), en de parameter in de formule die het dispersief transport beschrijft (de dispersiecoëfficiënt)

Toepassing van WAQUA op het chloridetransport in het IJsselmeer veronderstelt een aantal **aannamen** waarvan de volgende relevant zijn:

- de waterkolom is over de verticaal volledig gemengd. Omdat het soortelijk gewicht van water afhankelijk is van de chlorideconcentratie, kan op locaties met grote verschillen in concentratie stratificatie optreden. Dit speelt met name een rol bij de sluizen in de Afsluitdijk, vanwaar de zoutindringing zich langs de bodem van het IJsselmeer kan verplaatsen op een wijze die niet door het model wordt beschreven.
- er is geen variatie naar de plaats in de windsnelheid en -richting over het IJsselmeer.
- de waarde van de dispersiecoëfficiënt is constant. In werkelijkheid neemt de dispersiecoëfficiënt toe met de stroomsnelheid.

Voorafgaand aan de scenario-berekeningen dienen twee fasen te worden doorlopen.

In de **calibratie**-fase wordt gezocht naar geschikte parameterwaarden door de modeluitkomsten zo veel mogelijk in overeenstemming te brengen met een set veldmetingen.

In de **validatie**-fase wordt onderzocht of het model zonder verder aanpassingen in staat is om een nieuwe set veldmetingen te repliceren. De overeenkomst is een maat voor de betrouwbaarheid van de structuur van het model en de gekozen parameterwaarden.

4 Werkwijze

Simulatiepakket

Berekeningen zijn uitgevoerd met het simulatieprogramma WAQUA-in-SIMONA. SIMONA is een standaardisering van de binnen Rijkswaterstaat ontwikkelde programmatuur.

Schematisering

Het modelgebied beperkt zich tot het kleine IJsselmeer, het Ketelmeer en het Zwartemeer. De randen van het model worden gevormd door de Afsluitdijk, Friesland, de Noordoostpolder, de kust van Overijssel, Oostelijk Flevoland, de Houtribdijk en de kust van Noord Holland. (zie fig 1.). Er is gebruik gemaakt van een schematisering ontwikkeld door het RIZA, met een maaswijdte van 1 km.

Randvoorwaarden

Locaties van in- en uitgaande debieten en zoutvrachten zijn weergegeven in figuur 1. Debieten zijn op dagbasis berekend in het deelproject WATERBAL. Om de waterbalans sluitend te maken, is een vereffening van de in- en uitgaande debieten toegepast (zie ICIM 1993).

Chlorideconcentraties van ingaande debieten zijn met een variabele frequentie gemeten. Waarden voor tussenliggende dagen zijn berekend door intrapolatie. Om de chloridebalans sluitend te maken is een vereffening toegepast die resulteert in een aanpassing van de chlorideconcentratie van de ingaande waterstromen (zie bijlage 2.).

Uurgegevens van windsnelheid en -richting zijn afkomstig van de KNMI stations Lelystad Vliegveld en Lelystad Houtribdijk.

Tijdstap

Er is gerekend met een tijdstap van 10 minuten.

Calibratie

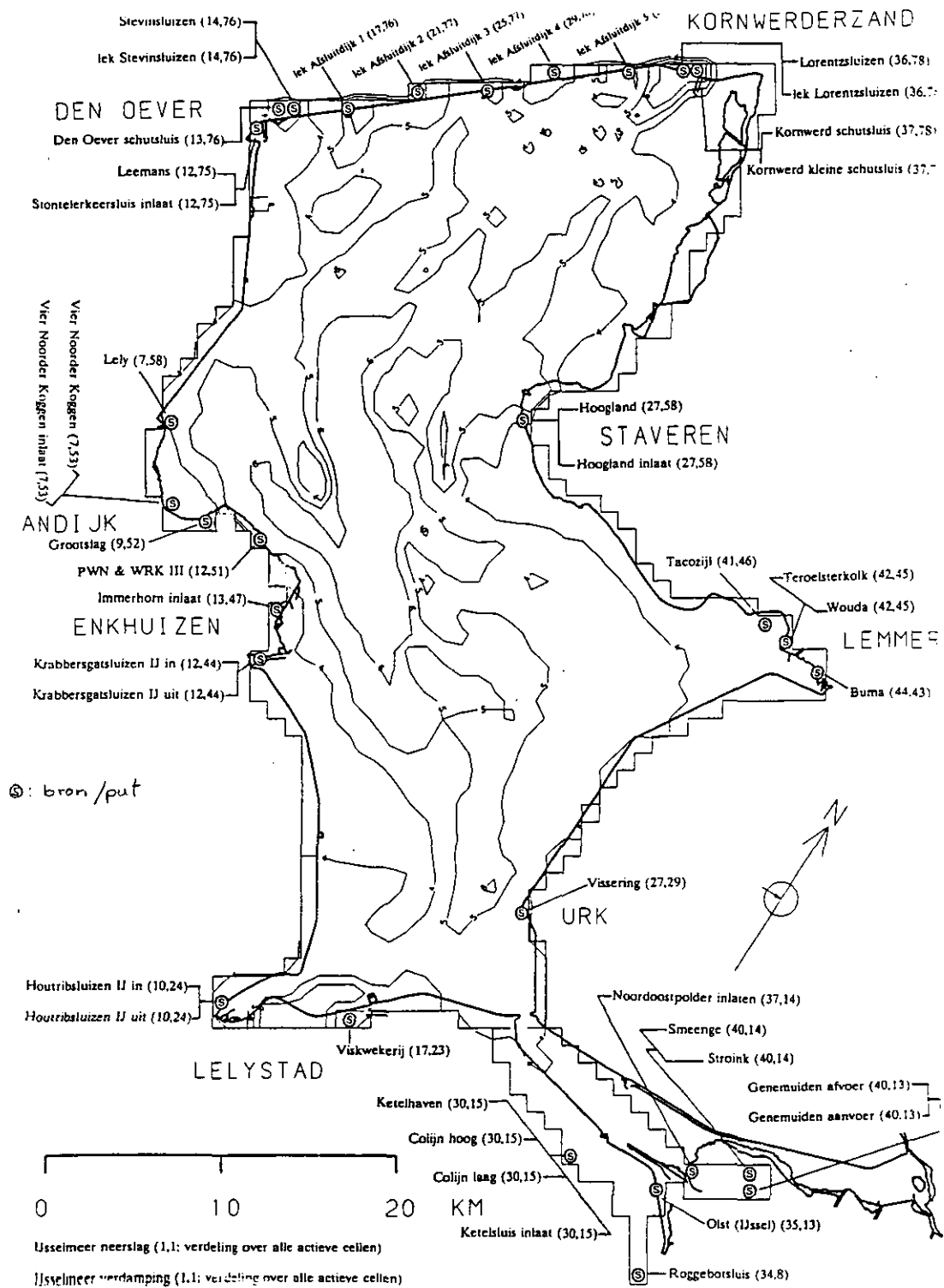
In het verleden is de waterstroming in het model reeds door het Waterloopkundig Laboratorium gecalibreerd op waterpeilen (WL 1986). De bij deze calibratie gekozen waarden voor de wind-water - en water-bodem schuifspanningscoëfficiënten zijn in dit deelproject overgenomen.

Calibratie van de dispersiecoëfficiënt is verricht met behulp van de rhodamine-tracerproef die in 1990 in het Rijn-stroomgebied heeft plaats gehad, zoals gerapporteerd in (Lisman en Kruitwagen, 1992): In deze proef is enkele kilometers stroomafwaarts van Basel een hoeveelheid rhodamine in de Rijn geloosd. De verspreiding van de rhodamine lozing in het IJsselmeer werd intensief gevolgd vanaf het moment dat het de brug bij Kampen passeerde (eind september 1990) tot het moment dat de rhodamine volledig was opgemengd in het IJsselmeer (medio december 1990). In deze periode werden 15 monstertochten in het IJsselmeer uitgevoerd.

Ten behoeve van de calibratie is de rhodamine tijdreeks bij Kampen als randvoorwaarde opgelegd aan het model. Vervolgens is onderzocht bij welke dispersiecoëfficiënt de gesimuleerde rhodaminegradienten het best overeenkwamen met de in de monstertochten gemeten gradienten.

Validatie

Het model is gevalideerd door vergelijking van de in het Q00 scenario berekende zoutconcentraties in het IJsselmeer met de chloridemetingen van de maandelijkse zouttochten uitgevoerd door Directie Flevoland in de periode 1981 - 1983, en door vergelijking van de in het Q00 scenario berekende chlorideconcentraties bij Andijk met de wekelijks in de periode 1981 - 1983 door het RIWA bij Andijk gemeten concentraties.



Figuur 1: Schematisering van modelgebied en locaties van in- en uitgaande debieten en chloridevrachten. Iso-diepten in m t.o.v. NAP. Cijfers tussen haakjes verwijzen naar schematisering.

Scenario's en simulatieperiode

In totaal zijn acht scenario's doorgerekend

Wijziging in de afwatering van Flevoland

Doel: effect nagaan van gewijzigd bemalingsregime

Q00 In dit scenario is de situatie in de periode 1980-1983 zo goed mogelijk nagebootst. De afwatering van de Lage Afdeling van Flevoland vindt voornamelijk plaats naar het Markermeer via het gemaal Blocq van Kuffeler.

Q02 Ten opzichte van Q00 zijn in dit scenario de volgende wijzigingen aangebracht:

- De afwatering van de Lage Afdeling van Flevoland vindt voornamelijk plaats naar het Ketelmeer via het gemaal Colijn.
- Door de wijziging in afwatering neemt de zoutbelasting van het Markermeer af, en treedt hier een daling in de chlorideconcentratie op. Deze afname is uit een zoutbalans berekend, waarbij is aangenomen dat de verandering in het Markermeer instantaan met de wijziging in afwatering optreedt.
- De spuidebieten van de Stevin- en Lorentzsluizen zijn herberekend met behulp van een waterbalansmodel. Hierbij is ervan uitgegaan dat het streefpeil in het IJsselmeer op dagbasis wordt nagestreefd en dat er een vaste spuiverdeling optreedt tussen Stevin- en Lorentzsluis van 60%-40% (hetgeen overeenkomt met de gemiddelde verhouding in spuidebieten).

Het scenario Q02 heeft als basis gediend voor de overige scenario's.

Wijziging in de spuiverdeling van de sluizen in de Afsluitdijk

Doel: mogelijkheid nagaan van objectsturing op chloride middels de sluizen in de Afsluitdijk

Q03 De afvoer van het IJsselmeer naar de Waddenzee vindt zoveel mogelijk plaats via de Lorentzsluizen (kust van Friesland). Bij overschrijding van de maximale capaciteit van de Lorentzsluizen wordt het restdebiet via de Stevinluizen afgevoerd.

Q04 De afvoer naar de Waddenzee vindt zoveel mogelijk plaats via de Stevinluizen (kust van Noord Holland). Bij overschrijding van de maximale capaciteit van de Stevinluizen wordt het restdebiet via de Lorentzsluizen afgevoerd.

Wijziging in de verdeling over de sluizen van de wateruitwisseling met het Markermeer

Doel: mogelijkheid nagaan van objectsturing op chloride middels de sluizen in de Houtribdijk

Q05 Zowel de instroom uit - als de uitstroom in het Markermeer vindt geheel plaats via de Krabbersgatsluizen (bij Enkhuzen).

Q06 Zowel de instroom uit - als de uitstroom in het Markermeer vindt geheel plaats via de Houtribsluizen (bij Lelystad).

Bellenscherm in de Den Oever schutsluis

Doel: effect nagaan van bellenscherm bij Den Oever

Q08 In de Kornwerd schutsluizen (kust van Friesland) bevindt zich een bellenscherm dat in de periode 1979-1988 in gebruik is geweest. Met dit bellenscherm is dus in alle scenario's rekening gehouden. In dit scenario is daarnaast ook in de Den Oever schutsluis een bellenscherm operationeel. De bellenschermen hebben tot gevolg dat de zoutindringing via de schutsluizen met circa 60% wordt verminderd.

Afleiding Wieringermeerpolder plus bellenscherm in de Den Oever schutsluis

Doel: effect nagaan van afleiding Wieringermeer; verkenning van mogelijk toekomstige situatie

Q09 Het waterbezwaar van de Wieringermeerpolder wordt afgevoerd naar de Waddenzee.

Afvoer naar het IJsselmeer vindt nog plaats bij een hoog waterbezwaar.

Tevens is het bellenscherm in de Den Oever schutsluis operationeel.

In de deelprojecten PAWN en WATERBAL is een simulatieperiode van 1976-1991 aangehouden. Uit overwegingen van tijdsdruk en kosten is in het deelproject WAQUA bij de scenarioberekeningen een simulatieperiode van 4 jaar aangehouden. Er is gekozen voor de periode 1980-1983 omdat hierin een nat, een droog en een gemiddeld jaar voorkwamen; daarnaast werden in deze periode nog uitgebreide zouttochten gehouden. Op basis van de gemiddelde verblijftijd in het IJsselmeer (3 maanden) is een inspeeltijd voor de modelsimulaties van 1 jaar aangehouden. Bij de interpretatie van de modelsimulaties is dan ook alleen gekeken naar de jaren 1981- 1983.

De keus voor een beperkte simulatieperiode heeft tot gevolg dat de resultaten van WAQUA niet zondermeer kunnen worden vergeleken met de resultaten van PAWN en WATERBAL. Zo is in de WAQUA scenario's het bellenscherm in de Kornwerd schutsluizen maximaal ingezet (reductie van zoutindringing met 60%), terwijl in de PAWN en WATERBAL scenario's dit bellenscherm beperkt is ingezet (1976-1979: reductie zoutindringing = 0%; 1979-1988: reductie zoutindringing = 60%; 1988-1991: reductie zoutindringing = 15%).

Nummer Scenario	Colijn	Lorentz	Stevin	Krabbers	Houtrib	Kornwerd	Den Oever	Afdeling
Q00	oud	oud	oud	oud	oud	ja	nee	nee
Q02	nieuw	herbe- rekend	herbe- rekend	oud	oud	ja	nee	nee
Q03	nieuw	maximaal	rest	oud	oud	ja	nee	nee
Q04	nieuw	rest	maximaal	oud	oud	ja	nee	nee
Q05	nieuw	als Q02	als Q02	100%	0%	ja	nee	nee
Q06	nieuw	als Q02	als Q02	0%	100%	ja	nee	nee
Q08	nieuw	als Q02	als Q02	oud	oud	ja	ja	nee
Q09	nieuw	herbe- rekend	herbe- rekend	oud	oud	ja	ja	ja

Tabel 1. Overzicht van de doorgekende scenario's.

5 Calibratie

Dispersiecoefficient

Bij de keuze van de waarde voor deze parameter dient rekening te worden gehouden met de numerieke dispersie van het model.

Er geldt:

$$D_{\text{eff}} = D_{\text{par}} + D_{\text{num}}$$

D_{eff} : effectieve dispersiecoefficient (m²/s)

D_{par} : gekozen parameterwaarde voor de dispersiecoefficient (m²/s)

D_{num} : numerieke dispersie (m²/s)

Numerieke dispersie is een consequentie van de numerieke benadering van de differentiaalvergelijkingen in het model, en heeft een overeenkomstig effect op het stoftransport als de fysische dispersie. De grootte van de numerieke dispersie ligt bij gegeven schematisering en tijdstap van het model grotendeels vast.

Voor een impliciet model als WAQUA is geen exacte formulering voor de numerieke dispersie bekend, maar een ondergrens wordt gegeven door (mond. med. Aalderink):

$$D_{\text{num}} = u/2 * (\Delta x + u * \Delta t)$$

u: snelheid van de waterstroming (m/s)

Δx : maaswijdte (= 1000 m)

Δt : tijdstap (= 600 s)

Bij een stroomsnelheid van 0.02 m/s is de ondergrens van D_{num} dan 10 m²/s.

Bij de calibratie is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd met de volgende waarden voor D_{par} : 0, 1, 2.5, 5, 10, 15, 100, 1000 m²/s.

Bij waarden kleiner van 2.5 m²/s en kleiner bleek het model numerieke problemen te hebben die resulteerden in negatieve concentraties.

De beste overeenkomst met de gemeten rhodaminegradiënten werd verkregen met een waarde voor D in de range 5-15 m²/s. Binnen deze range bleken de modeluitkomsten weinig te variëren. Er is gekozen om te werken met een waarde van D_{par} van 10 m²/s, hetgeen overeenkomt met een D_{eff} van minimaal 20 m²/s.

In (Lisman en Kruitwagen 1992) is uit de gemeten rhodamine maxima voor het IJsselmeer een (effectieve) dispersiecoefficient van 13.3 m²/s berekend.

Overige parameters

WAQUA rekent met een constante wind-water schuifspanningscoefficient, terwijl deze coefficient in werkelijkheid afhangt van de windsnelheid. Door RIZA is een relatie ontwikkeld die de windsnelheden zodanig bijstelt dat dit effect toch in de WAQUA berekeningen wordt verdisconteerd.

De gehanteerde waarde voor de wind-water schuifspanningscoefficient is gesteld op 0.001 (dimensieloos). De relatie met behulp waarvan de windsnelheid is bijgesteld, heeft de vorm:
 $W(\text{corr}) = W * (0.7 + 0.06 * W)^{1/2}$

W: windsnelheid gemeten op 10 m boven het maaiveld (m/s).

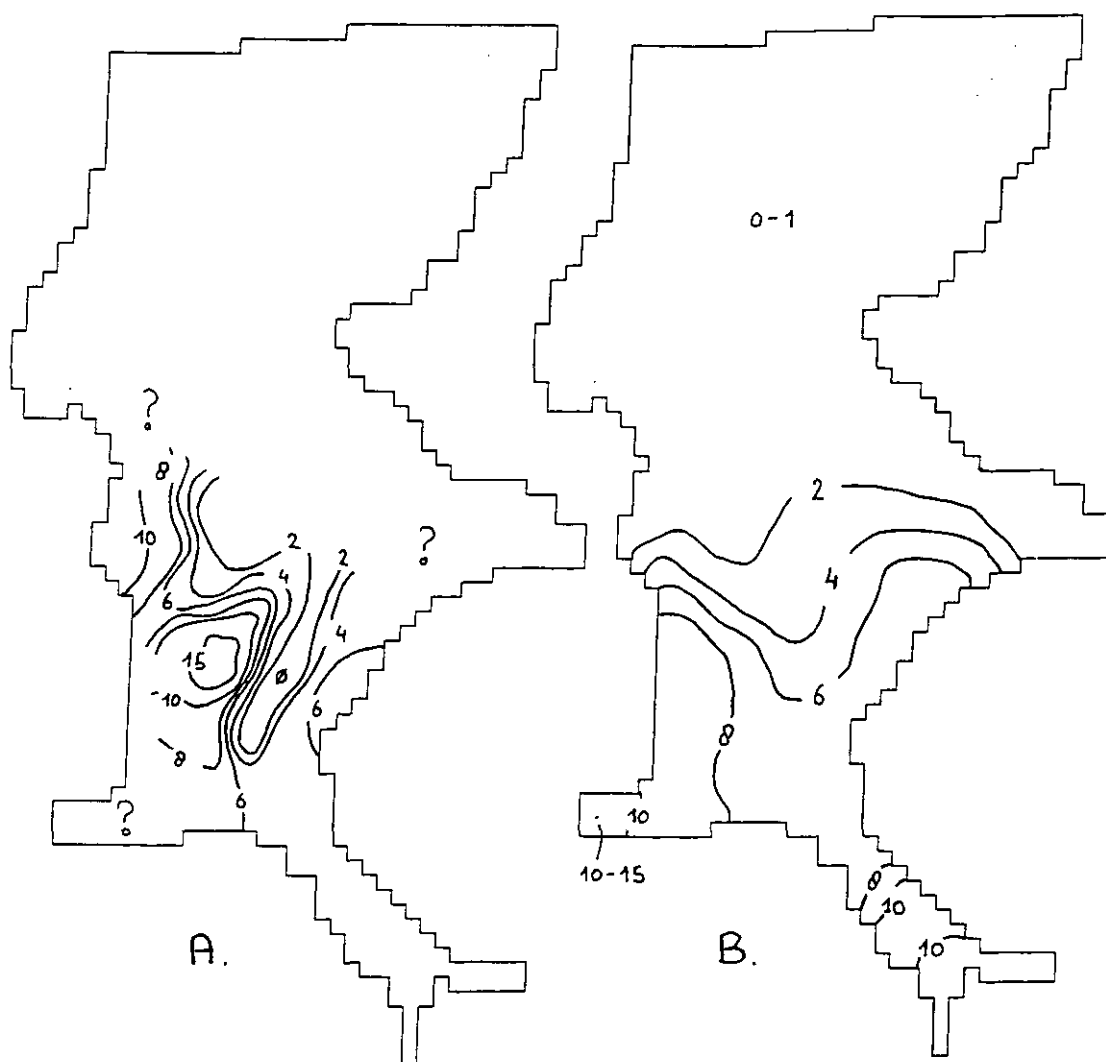
De waarde voor de water-bodem schuifspanningscoefficient (Manning's) is gesteld op 0.0243 (m^{1/3}/s).

Vergelijking van metingen en modelsimulaties

In figuur 2. zijn de gemeten en gesimuleerde rhodaminegradienten op 15 oktober 1990 weergegeven.

De mate waarin de rhodamine zich over het IJsselmeer als geheel heeft verspreid, wordt vrij goed weergegeven. De verspreiding langs de west- en oostoever wordt redelijk weergegeven.

De modelovereenkomst kan met name worden vergroot door het gebruik van een schematisering met een kleinere maaswijdte. Hierop wordt in bijlage 1. ingegaan.



Figuur 2: Vergelijking van de veldmetingen (A) en de modelsimulatie (B) van de rhodaminegradient in het IJsselmeer op 15 oktober 1990. Eenheid is ng/l rhodamine. Simulatie ANI-TST7.

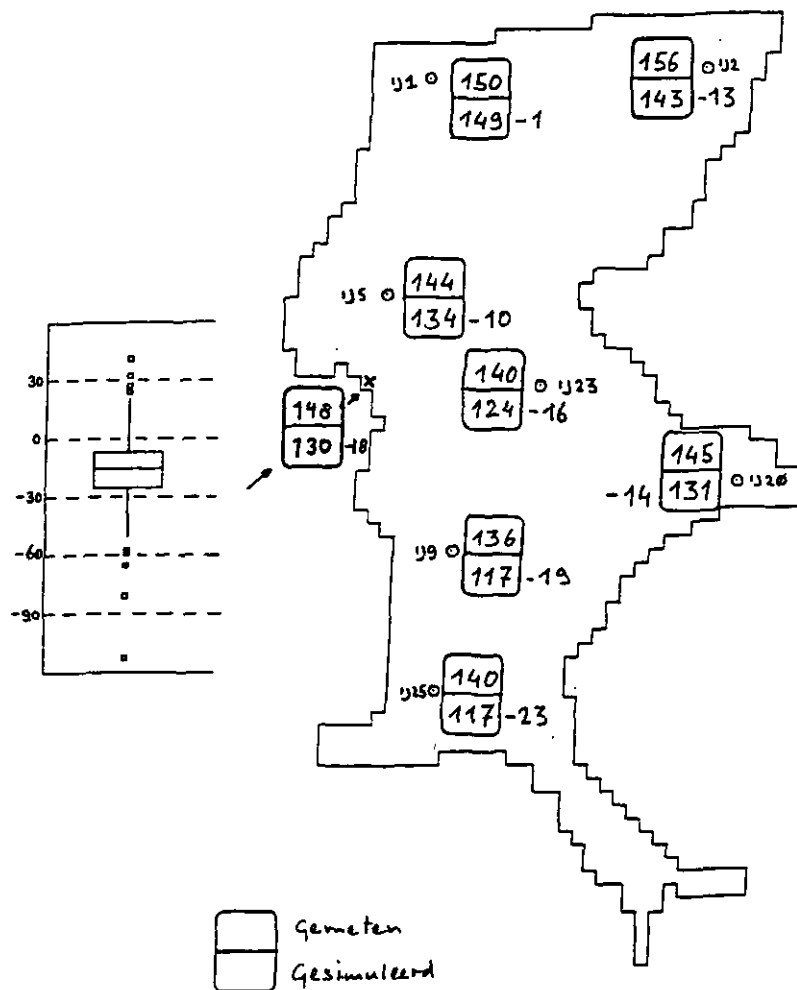
6 Validatie

Validatie heeft plaatsgehad door vergelijking van de chloridegradienten in het Q00 scenario (de feitelijke situatie in de periode 1981 - 1983) met de resultaten van de maandelijkse zouttochten in het IJsselmeer. Om te compenseren voor de fouten in de aan het model opgelegde zoutvrachten is de zoutbalans voorafgaand aan de simulaties vereffend. Met deze procedure worden de gesimuleerde concentraties naar het niveau van de metingen getild. In figuur 3. worden de gesimuleerde concentraties vergeleken met de metingen op 7 punten in het IJsselmeer. In de figuur is tevens met een box-and-whisker plot de modelonderschatting van de chlorideconcentratie bij Andijk weergegeven. (Voor uitleg van box-and-whisker plots zie par. 7.2.)

De modelsimulaties zijn 8-15% lager dan de gemeten waarden, hetgeen kan zijn veroorzaakt door problemen bij de vereffening (zie bijlage 2.).

In absolute zin zijn de gesimuleerde chlorideconcentraties te laag.

Omdat de fout echter in de scenarioberekeningen in gelijke mate aanwezig is, kan aan de verschillen tussen de scenarioberekeningen wel waarde worden gehecht.



Figuur 3: Gemeten en gesimuleerde chlorideconcentraties. Gemiddelden van periode 1981-1983 (A). Modelonderschatting van de chlorideconcentratie bij Andijk (B). Eenheid is mg Cl/l.

7 Scenario's

Hieronder volgt een kwalitatieve beschrijving van het effect van de scenario's op de chlorideconcentratie in het IJsselmeer, en met name bij Andijk. De beschrijving is gebaseerd op animaties van de verschillen ten opzichte van de 0-scenario's Q00 en Q02. De figuren geven een momentopname weer en zijn gekozen met het doel om de beschreven effecten te illustreren. In bijlage 3. zijn per scenario aanvullende figuren opgenomen.

Vervolgens wordt het effect van de scenario's op de chlorideconcentratie bij Andijk kwantitatief samengevat en geëvalueerd.

7.1 Kwalitatieve beschrijving per scenario

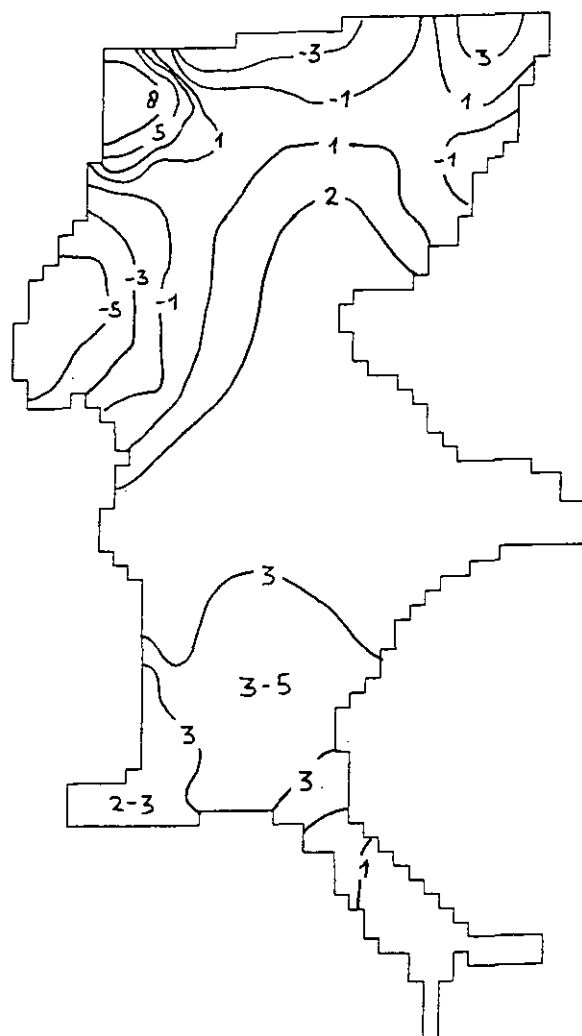
Q02 Wijziging in de Afwatering van Flevoland

De instroom van het relatief zoute (500 - 1000 mg Cl/l) oppervlakterwater van de Lage Afdeling van Flevoland in het Ketelmeer heeft tot gevolg dat de concentratie in het hele IJsselmeer stijgt. De toename is het sterkst in de zuidelijke helft van het IJsselmeer.

Naast dit effect treden nog twee effecten op, die het gevolg zijn van de wijzigingen van scenario Q02 ten opzichte van Q00.

De chloridebelasting van het Markermeer neemt door de gewijzigde afwatering van Flevoland af, met als gevolg dat de chlorideconcentratie in het Markermeer daalt. In perioden dat Markermeerwater in het IJsselmeer wordt ingelaten, is er sprake van een lokale verlaging in concentratie die in verdunde vorm Andijk bereikt (zie ook scenario Q05 en Q06 hieronder).

Daarnaast zijn door de herberekening van de spuidebieten van de Stevin- en Lorentzsluizen de dagafvoeren ten opzichte van Q00 veranderd. Dit heeft tot gevolg dat in de noordwest hoek van het IJsselmeer sprake is van perioden met een verhoging, gevolgd door perioden met een verlaging van de chlorideconcentratie die ook de concentratie bij Andijk beïnvloeden (zie fig 4.; voor verklaring zie scenario's Q04 en Q08 hieronder). Hierdoor wordt het effect van de gewijzigde afwatering van Flevoland enigszins vertroebeld. De gemiddelde stijging in concentratie bij Andijk wordt betrouwbaar weergegeven, maar met name de maxima en minima zijn minder betrouwbaar.



Figuur 4: Q02 min Q00 op 10 augustus 1981. Eenheid is mg Cl/l

Q03 Afvoer naar de Waddenzee vindt zoveel mogelijk plaats via de Lorentzsluizen

Door de verminderde afvoer via de Stevinssluis neemt de zoutindringing via de Den Oever schutsluis toe. Mogelijk kan ook de zoutbelasting van de Wieringermeerpolder zich over een groter gebied verspreiden. De chlorideconcentratie in de noordwest hoek van het IJsselmeer neemt met name in de zomerperiode (april - september) toe. Deze toename verspreidt zich langs de kust van Noord Holland naar het zuiden tot voorbij Andijk. Daarnaast verspreidt de toename zich langs de Afsluitdijk naar het oosten, en kan de gehele noordelijke helft van het IJsselmeer beïnvloeden.

In de noordoost hoek en langs de kust van Friesland neemt de concentratie af, maar deze afname is relatief klein en strekt zich uit over een relatief klein gebied. Het kleine effect langs deze kust is mede het gevolg van het feit dat in de Kornwerd schutsluis in de rekenperiode een bellenscherm operationeel was.

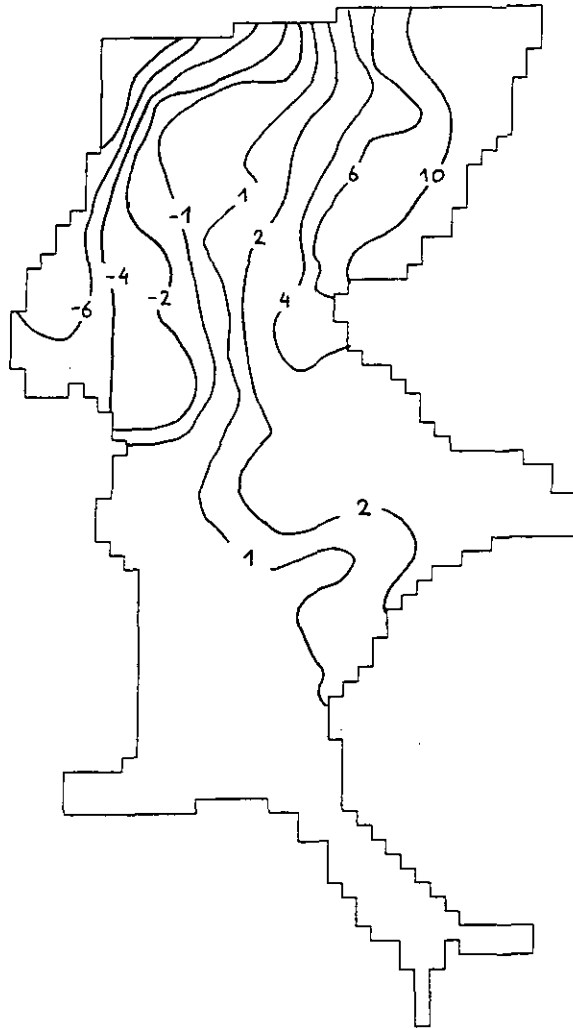
In dit scenario is bij Andijk, en in het IJsselmeer als geheel, sprake van een toename in chlorideconcentratie.

Q04 Afvoer naar de Waddenzee vindt zoveel mogelijk plaats via de Stevinsluizen

Het resultaat van dit scenario is in grote lijnen spiegelbeeldig aan het scenario Q03. In de noordwest hoek en langs de Noord Hollandse kust daalt de chlorideconcentratie, met name in de zomerperiode, hetgeen kan worden toegeschreven aan een verminderde zoutindringing via de Den Oever schutsluis en mogelijk een snellere afvoer van het brakke water dat uit de Wieringermeerpolder wordt uitgeslagen. De afname in concentratie treedt met name op wanneer het spuidebiet wordt verhoogd in het bereik van 0 - circa 300 m³/s; daarboven is het effect gering.

Aan de Friese kust stijgt de chlorideconcentratie in deze periode door de grotere zoutindringing via de Kornwerd schutsluis.

In het IJsselmeer als geheel is sprake van een lichte toename, maar bij Andijk in het algemeen van een afname in chlorideconcentratie. Gedurende enkele perioden verspreidt de toename zich van de Friese naar de Noordhollandse kust, en neemt de concentratie bij Andijk iets toe.



Figuur 5: Q04 min Q02 op 28 augustus 1983. Eenheid is mg Cl/l

Q05 Uitwisseling met het Markermeer vindt plaats via de Krabbersgatsluizen

Q06 Uitwisseling met het Markermeer vindt plaats via de Houtribsluizen

In deze scenario's wordt de wateruitwisseling in de periode 1980-1983 geconcentreerd op een van de twee sluisen. De chlorideconcentratie in het Markermeer is gedaald als gevolg van de gewijzigde afwatering van Flevoland.

Bij de interpretatie doet zich het probleem voor dat destijds de uitwisseling niet expliciet gericht lijkt te zijn geweest op een minimalisering van de chlorideconcentratie van het IJsselmeer: ook bij een ten opzichte van het IJsselmeer hoge chlorideconcentratie werd Markermeerwater ingelaten. Daarnaast is de wateruitwisseling gering.

Uit de scenario's blijkt dat het via de Krabbersgatsluizen ingelaten Markermeerwater vrij snel Andijk kan bereiken (zie figuur 6, waarin in een periode wordt weergegeven waarin de Markermeerconcentratie lager is dan de IJsselmeerconcentratie).

In perioden waarin de chlorideconcentratie in het Markermeer lager is dan die in het IJsselmeer heeft gerichte waterinlaat via de Krabbersgatsluizen een verlaging bij Andijk tot gevolg.



Figuur 6: Q05 min Q02 op 14 december 1983. Eenheid is mg Cl/l.

NB. De stijging langs de Enkhuizerdijk is het gevolg van het niet inlaten via de Houtribsluizen.

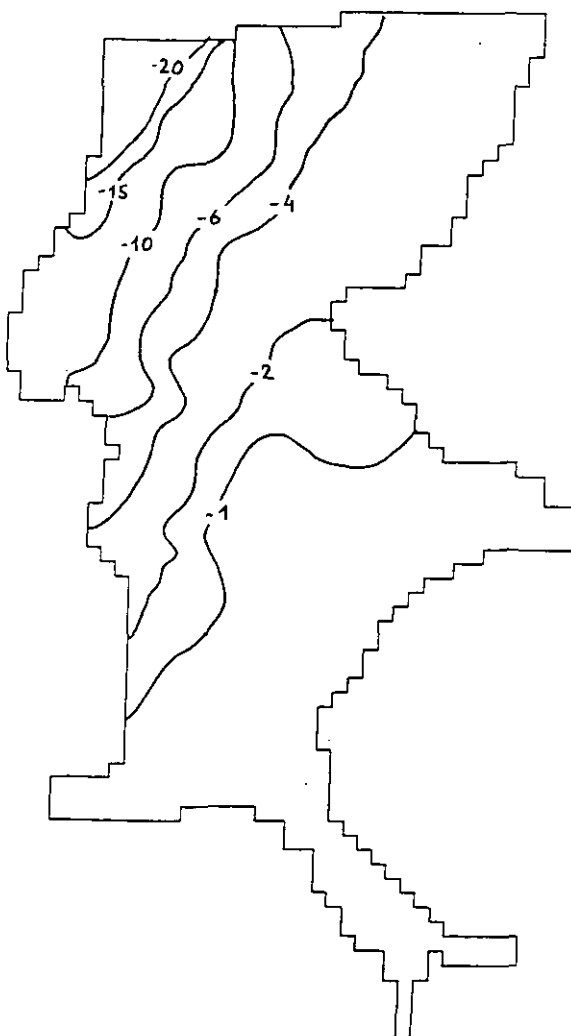
Q08 Bellenscherm in de Den Oever schutsluis (naast het bellenscherm in de Kornwerd schutsluizen dat in alle scenario's operationeel is).

Door de afname van de zoutindringing via de Den Oever schutsluis daalt de chlorideconcentratie langs de Noordhollandse kust, en met name in de zomermaanden. Deze afname verspreidt zich naar Andijk en over de hele noordelijke helft van het IJsselmeer.

Het effect van het bellenscherm is vooral merkbaar indien het spuidebiet van de Stevinsluis lager is dan circa 300 m³/s; bij hogere spuidebieten is de zoutindringing ook zonder bellenscherm beperkt.

Omdat het bellenscherm in de Kornwerd schutsluizen zowel in het Q02 scenario als in het Q08 scenario operationeel is, is het effect van dit bellenscherm niet in beeld gebracht.

De verwachting is dat de combinatie van bellenscherm en gericht spuien via de Stevinsluizen (Q04) een groter effect heeft dan het bellenscherm of het gericht spuien alleen. Omdat de werking van beide ingrepen grotendeels overeenkomt (tegengaan van de zoutindringing via de schutsluizen) is het echter niet mogelijk om het effect van het gecombineerde scenario af te leiden uit het effect van de afzonderlijke scenario's; hiervoor is dient een scenario met beide ingrepen te worden gesimuleerd.

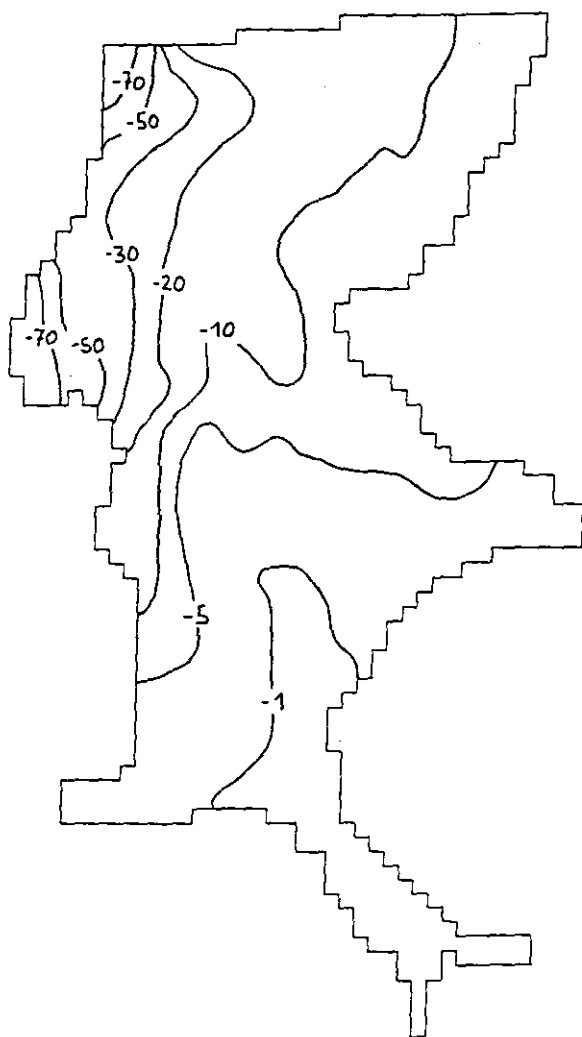


Figuur 7: Q08 min Q02 op 20 augustus 1983. Eenheid is mg Cl/l

Q09 Afleiding Wieringermeerpolder plus bellenscherm in de Den Oever schutsluis

Het effect van dit scenario is aanzienlijk. Langs de Noordhollandse kust is sprake van een afname van 10-70 mg Cl/l; in de noordelijke helft van het IJsselmeer als geheel is de afname 10-30 mg/l. Bij lage IJsselafvoer treedt ook een (geringere) afname op in de zuidelijke helft van het IJsselmeer. De concentratieafname bij Andijk is in dit scenario een orde groter dan in de overige scenario's, en kan dus grotendeel worden toegeschreven aan de afleiding van de Wieringermeerpolder op zichzelf (dus zonder bellenscherm).

Omdat het voornaamste gemaal in de Wieringermeerpolder (gemaal Lely) zich op vrij korte afstand van het PWN inlaatpunt bij Andijk bevindt, is de afname in chlorideconcentratie hier groot. Ook het piekerige karakter van de chloridetijdreeks bij Andijk wordt drastisch afgevlakt.



Figuur 8: Q09 min Q02 op 4 augustus 1983. Eenheid is mg Cl/l

7.2 Kwantificering van het effect bij Andijk

In bijlage 4. zijn de complete chloridetijdreeksen bij Andijk onder de verschillende scenario's weergegeven. De veranderingen in chlorideconcentratie onder de verschillende scenario's worden hieronder in tabel 2. en figuur 9. samengevat. In tabel 2. is scenario Q02 als uitgangspunt genomen; in figuur 9. is scenario Q00 als uitgangspunt genomen.

Aangezien de veranderingen bij hoge concentraties bij Andijk anders verdeeld zijn dan bij lage concentraties, en vanuit het oogpunt van drinkwaterwinning met name de veranderingen bij hoge concentraties interessant zijn, is een onderscheid gemaakt in de verdeling van alle dagwaarden (fig 9 A.) en de verdeling op dagen met een concentratie bij Andijk hoger dan 150 mg Cl/l (fig 9 B.). Waarden hoger dan 150 mg/l komen hier met name voor in de periode juli- januari.

Box-and-whisker ("doos-en-snorhaar") plots zijn een weergave van de frequentieverdelingen waarin als het ware van boven op de verdeling wordt gekeken. Het "doosje" wordt begrensd door de 25- en 75 percentielwaarde van de frequentieverdeling; het streepje in het "doosje" is de mediaan (50-percentiel).

De snorharen geven een indicatie van de staarten aan weerszijde van de verdeling. De lengte van de snorharen is maximaal $1.5 \cdot$ de afstand tussen de 50-percentielwaarde en de 25- respectievelijk 75-percentielwaarde. Alle waarden in deze trajecten worden door middel van de snorhaar weergegeven. Indien de maximale of minimale waarde zich binnen deze trajecten bevinden, worden de snorharen op deze waarde beëindigd.

De blokjes geven de uitschieters weer die zich buiten de snorharen bevinden.

Tabel 2. Kentallen van de verschilreeksen bij Andijk onder de onderzochte scenario's.
 Eenheid is mg Cl/l. Gebaseerd op dagwaarden in de periode 1981 - 1983.

	Q02- Q00	Q03- Q02	Q04- Q02	Q05- Q02	Q06- Q02	Q08- Q02	Q09- Q02
Alle dagen							
gemiddelde	2.9	3.2	- 0.4	0.2	- 0.1	- 1.6	-14.6
spreadig	2.0	4.0	1.6	2.7	1.2	2.4	13.6
maximum	14.2 (*)	23.2	1.8	34.3	5.0	0.0	0.0
minimum	- 5.7 (*)	0.0	- 8.8	- 8.2	-13.0	-20.2	-79.5
Dagen met [Cl]- Andijk > 150 mg/l							
gemiddelde	1.6	7.0	- 1.5	- 0.3	0.2	- 3.8	-26.2
spreadig	2.6	6.0	2.5	1.0	0.7	3.7	17.1
maximum	7.7 (*)	23.2	1.7	1.6	5.0	0.0	- 3.0
minimum	- 5.7 (*)	0.2	- 8.8	- 8.2	- 2.5	-20.2	-79.5

(*) waarden zijn minder betrouwbaar (zie par. 7.1, Q02)

Q00: 0-situatie

Q02: gewijzigde afwatering Fleverwaard

Q03: gericht spuien via Lorentzsluizen

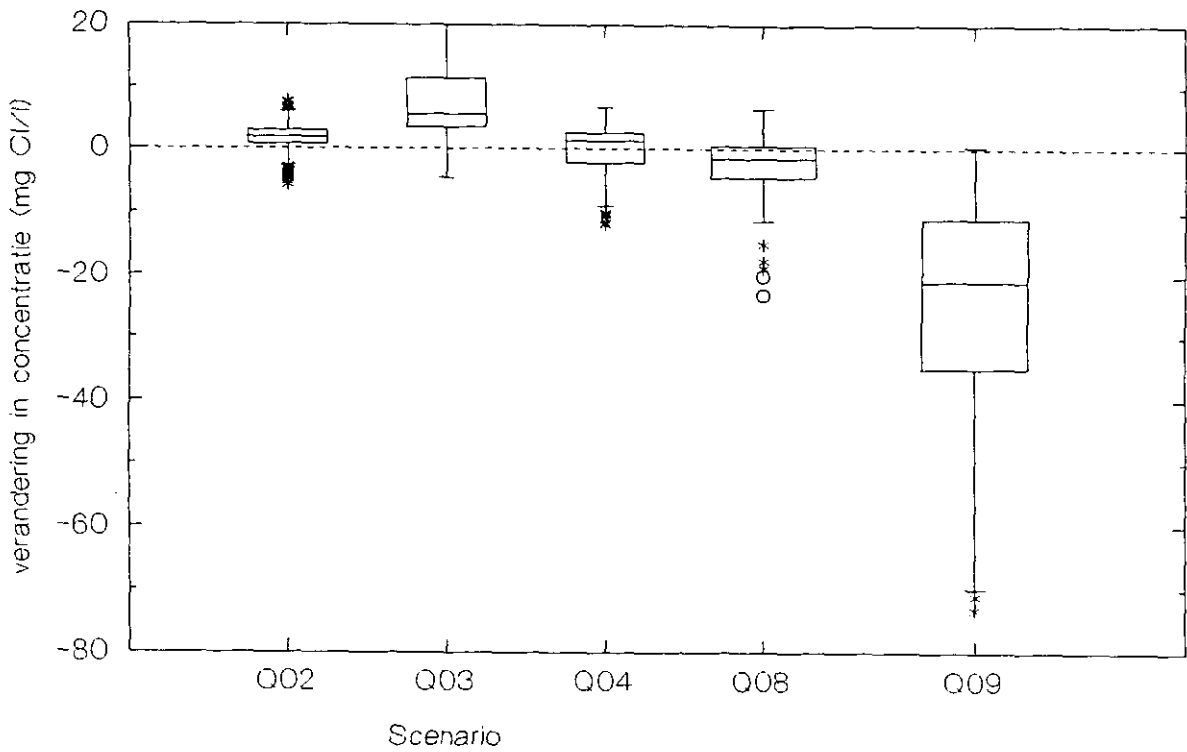
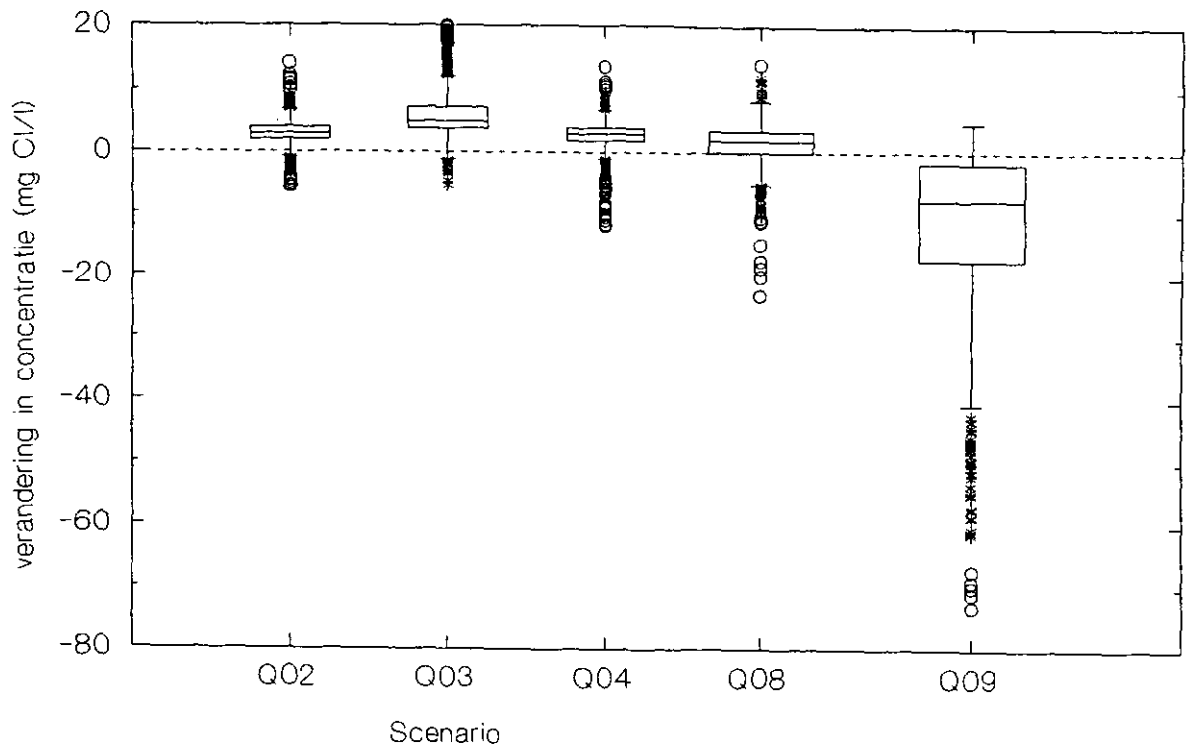
Q04: gericht spuien via Stevinsluizen

Q05: uitwisseling met Markermeer via Krabbersgatsluizen

Q06: uitwisseling met Markermeer via Houtribsluizen

Q08: bellenscherm in Den Oever schutsluis

Q09: afleiding Wieringermeer + bellenscherm in Den Oever schutsluis



Figuur 9: Verdeling van de veranderingen in chlorideconcentratie bij Andijk onder de onderzochte scenario's. Veranderingen zijn ten opzichte van Q00. Scenario's Q05 en Q06 zijn niet weergegeven.

A: alle dagen; B: dagen met [Cl]-Andijk > 150 mg/l

7.3 Evaluatie

- De gewijzigde afwatering van Flevoland (Q02) heeft op Andijk een effect van gemiddeld +3 mg Cl/l, en maximaal +14 mg Cl/l.
- Uitgaande van de situatie met gewijzigde afwatering van Flevoland, treedt bij Andijk het grootste effect op door de afleiding van de Wieringermeer (Q09). Over de hele periode bezien is het effect gemiddeld -14 mg Cl/l; in perioden met een concentratie bij Andijk groter dan 150 mg Cl/l neemt het effect toe tot gemiddeld -26 mg Cl/l; het maximale effect is -79 mg Cl/l.
- Geconcentreerd spuien via de Lorentzsluizen (Q03) leidt tot een toename van de chlorideconcentratie bij Andijk met gemiddeld +3 mg Cl/l; in perioden met een concentratie bij Andijk groter dan 150 mg Cl/l neemt het effect toe tot gemiddeld +7 mg Cl/l; het maximale effect is +23 mg Cl/l.
- Bij geconcentreerd spuien via de Stevinsluizen (Q04) is het effect op Andijk over de hele periode bezien gemiddeld kleiner dan -1 mg Cl/l; bij een concentratie bij Andijk groter dan 150 mg/l neemt het effect toe tot gemiddeld -1.5 mg Cl/l; het maximale effect is -9 mg Cl/l. Voor het IJsselmeer als geheel leidt dit scenario tot een toename in chlorideconcentratie.
- Bij een operationeel bellenscherm in de Den Oever schutsluis (Q08) is het effect op Andijk over de hele periode bezien gemiddeld -1.6 mg Cl/l; in perioden met een concentratie bij Andijk groter dan 150 mg/l neemt het effect toe tot gemiddeld -3.8 mg Cl/l; het maximale effect is -20 mg Cl/l.

Het bellenscherm in de Kornwerd schutsluizen is in de WAQUA simulatieperiode (1981-1983) maximaal ingezet, maar in de PAWN en WATERBAL simulatieperiode (1976-1991) slechts beperkt ingezet (zie hoofdstuk 4.). Wanneer de langere simulatieperiode als uitgangspunt wordt genomen, heeft het bellenscherm in de Kornwerd schutsluizen een verlaging van de concentratie bij Andijk tot gevolg die niet in bovenstaande getallen tot uitdrukking komt.

De verwachting is dat de combinatie van bellenscherm en gericht spuien via de Stevinsluizen een groter effect heeft dan het bellenscherm of het gericht spuien alleen. Omdat de werking van beide ingrepen grotendeels overeenkomt (tegengaan van de zoutindringing via de schutsluizen) is het echter niet mogelijk om het effect van het gecombineerde scenario af te leiden uit het effect van de afzonderlijke scenario's.

- In perioden waarin de chlorideconcentratie in het Markermeer lager is dan die in het IJsselmeer heeft gerichte waterinlaat via de Krabbersgatsluizen (Q05) een verlaging bij Andijk tot gevolg.

8 Bronnen

- Aalderink H., Vakgroep Natuurbeheer LU Wageningen
- ICIM 1993
Zoutmodellering IJsselmeergebied:
Deelproject WATERBAL; scenario-analyse met BALANS
- Lisman R., P.Kruitwagen 1992
Tracerproef IJsselmeer 1990
RIZA Werkdocument 92.062X
- RIZA 1993
H.van Waveren, T.Reitsma, R.Terveer, W.Joosse, J.Eulen
Berekeningen met het PAWN-instrumentarium ten behoeve van de zoutproblematiek in het IJsselmeer.
- WL 1986
Opwaaiing Klein IJsselmeer
Implementatie en ijking van WAQUA model
Waterloopkundig Laboratorium, rapport R2171

Bilage 1.: Verklaringen voor de bij de calibratie gevonden verschillen tussen gemeten en gesimuleerde rhodaminegradiënten

De overeenkomst tussen model en metingen schiet op de volgende punten tekort:

- de gemeten gradient is steiler en sterker gegolfd dan de gesimuleerde gradient
- de gemeten piek ligt verder naar het noorden dan de gesimuleerde piek
- de bel rhodaminrijk water bij Enkhuizen wordt door het model niet weergegeven.
- de tong rhodamine-vrij water ten noordoosten van Urk wordt door het model niet weergegeven

Voor de verschillen in gemeten en gesimuleerde rhodaminegradiënten kunnen de volgende verklaringen worden gegeven:

1. Maaswijdte in de schematisering
2. Modelaannamen
3. Meetdichtheid en -betrouwbaarheid

1. Maaswijdte in de schematisering

a. De gemeten rhodaminegradiënten zijn steil. Op 15 oktober 1990 is de afstand tussen rhodaminepiek (> 15 ng/l) en rhodaminevrij water (0 ng/l) circa 5 km, hetgeen in de gehanteerde schematisering overeenkomt met slechts 5 cellen. Een betere weergave van deze gradienten is dan ook mogelijk op basis van een schematisering met een geringere maaswijdte.

b. Uit de rhodaminemetingen vanaf de Ketelbrug blijkt dat er over de breedte van het Ketelmeer een concentratiegradient kan voorkomen (fig 10.). Deze gradient wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de verdeling van de IJsselafvoer over het Keteldiep en het Kattendiep, en de vermenging van de IJsselafvoer via het Kattendiep met de afvoer vanuit het Zwartemeer.

In het model wordt de breedte van het Ketelmeer in 1 tot 3 cellen geschematiseerd, waardoor het onmogelijk is om een concentratiegradient over de breedte van het Ketelmeer te reproduceren. Figuur 11. laat zien dat de gesimuleerde rhodaminegradient na passage van het Ketelmeer reeds aanzienlijk vlakker is dan de gemeten gradient.

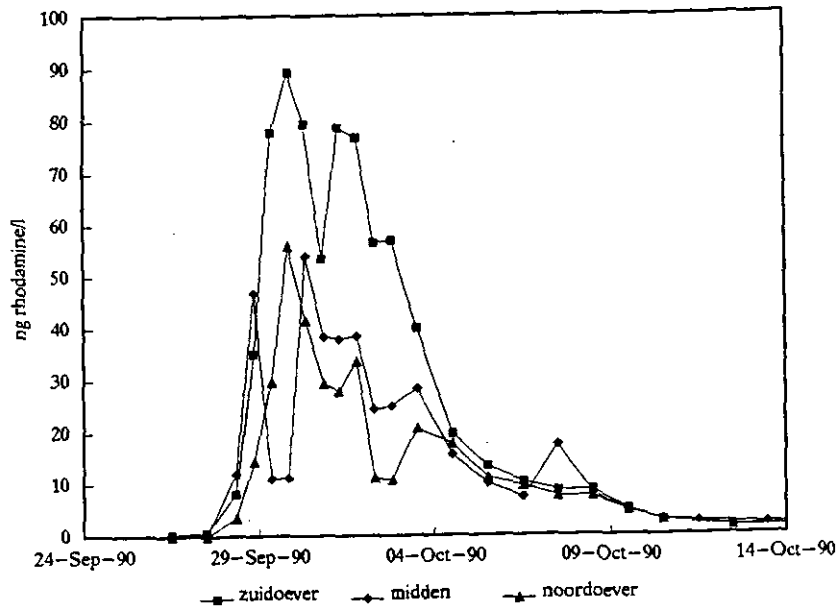
Wanneer de gemeten situatie (fig 11 A) als beginpunt van de simulatie wordt genomen, verbetert de modelovereenkomst (zie fig 12.). Met name de locatie van de piek wordt beter weergegeven.

c. Het Enkhuizerzand - een ondiepte tot 1.6 m min NAP langs de noordelijke helft van de Houtribdijk - komt in de modelschematisering niet tot zijn recht. Mogelijk is dit een verklaring voor de slechte modelweergave van de bel rhodaminrijk water bij Enkhuizen.

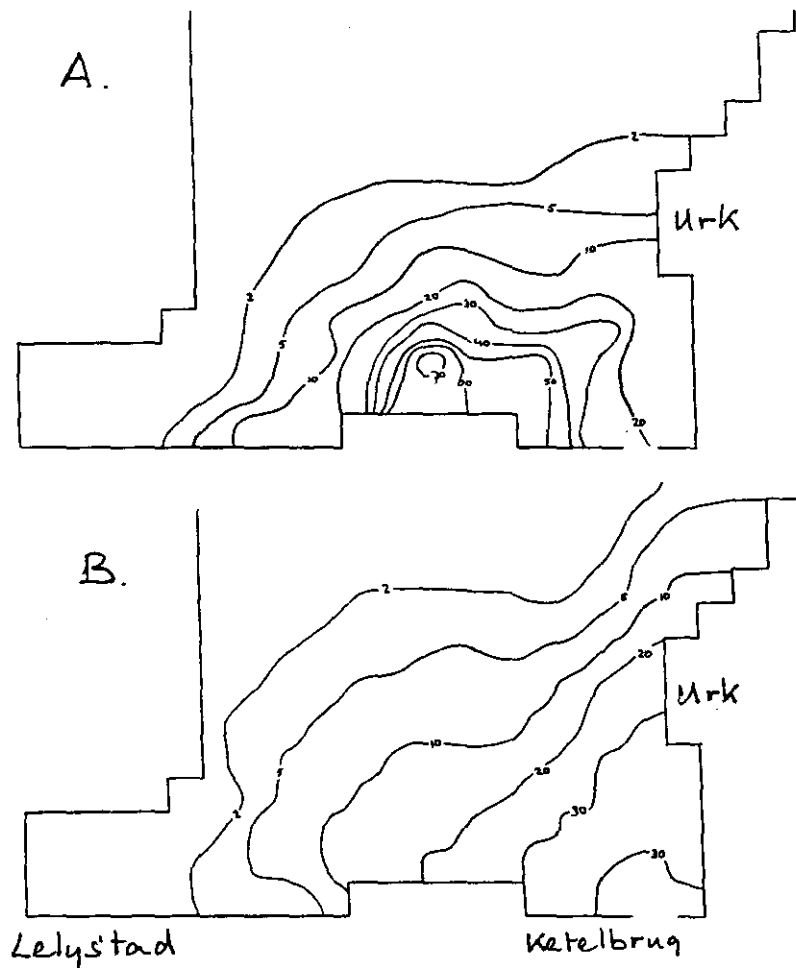
2. De aannamen van een over het IJsselmeer gelijkvormig windveld, en een stromings-onafhankelijke dispersiecoëfficiënt kunnen ontoereikend zijn.

3. De dichtheid van de rhodaminemetingen is beperkt, en de betrouwbaarheid van de metingen is niet groot.

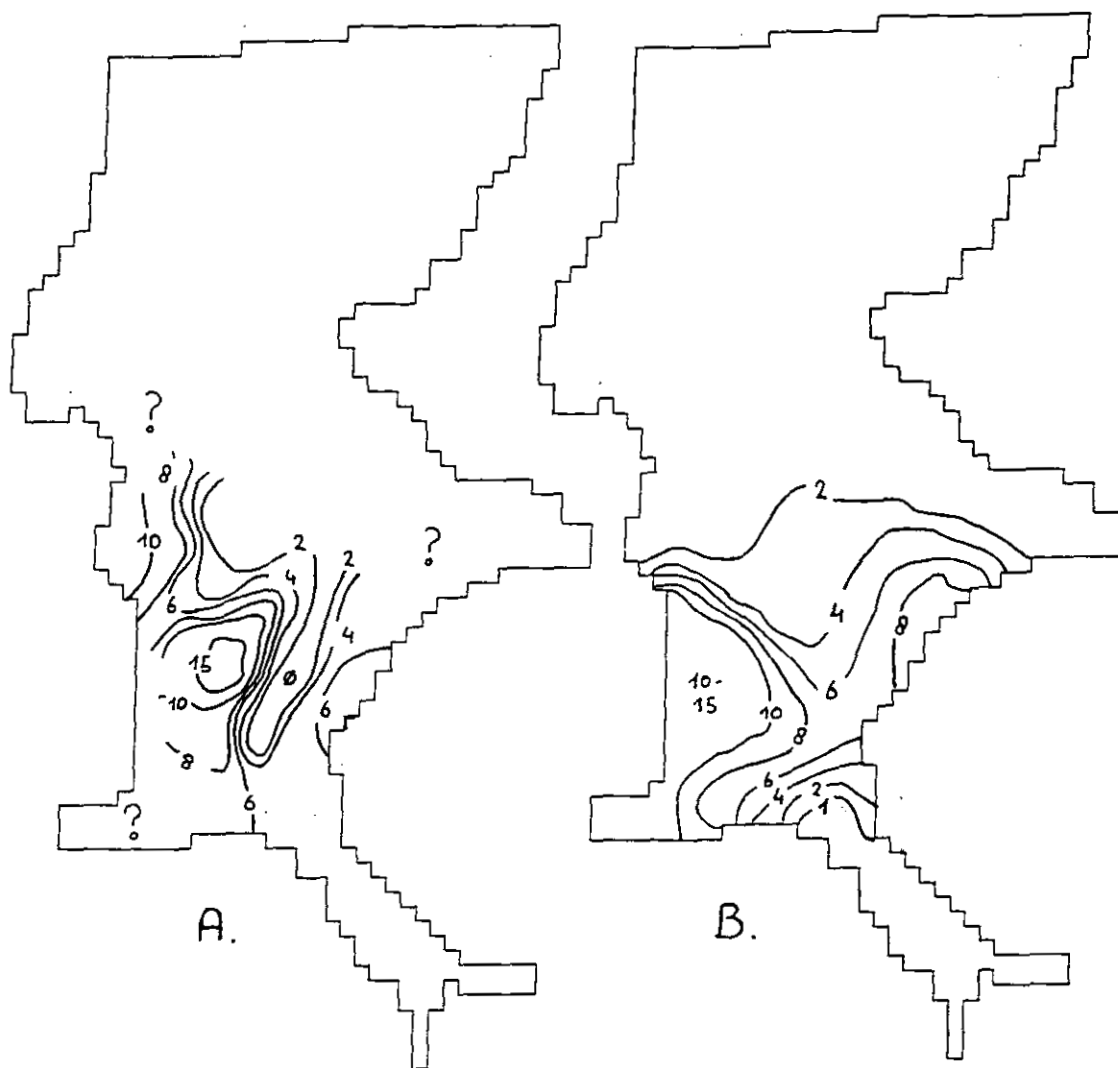
De gradient in figuur 2A is geconstrueerd op basis van 26 meetwaarden. Terwijl het verzamelen van deze meetwaarden een grote inspanning bij monsternamen en laboratoriumanalyse heeft gekost, is dit aantal voor een gebiedsdekkend beeld vrij klein. Bij de rhodamineproef is de nauwkeurigheid van de rhodaminemetingen (met behulp van HPLC) niet onderzocht. Dat er sprake is van onnauwkeurigheid kan worden afgeleid uit het feit dat de hoogste waarde gemeten in het IJsselmeer (105.2 ng/l op 1 oktober 1990) hoger is dan de hoogste waarde gemeten vanaf de Ketelbrug (90 ng/l op 30 oktober 1990); fysisch is een toename in concentratie onmogelijk.



Figuur 10: Gradient van rhodamineconcentratie over de breedte van de Ketelbrug. Bron: Lisman en Kruitwagen 1992.



Figuur 11: Vergelijking van veldmetingen (A) en modelsimulatie (B) van rhodaminegradient op 4 oktober 1990. Eenheid is ng/l rhodamine.



Figuur 12: Vergelijking van de veldmetingen (A) en de modelsimulatie (B) van de rhodaminegradient in het IJsselmeer op 15 oktober 1990. Beginsituatie van simulatie is fig 11 A. Eenheid is ng/l rhodamine.

Bijlage 2.: Vereffening van chloridebalansen

Vereffening

Hieronder wordt de werkwijze bij de vereffening van de chloridebalansen beschreven.

Uit een chloridebalans op maandbasis wordt een restpost berekend volgens:

$$\text{Som (in)} - \text{Som (uit)} - (\text{toename berging}) = \text{restvracht}$$

Deze restvracht (kg) wordt naar rato toebedeeld aan de in- en uitgaande vrachten volgens:

$$\text{restvracht} = \text{rest_in} + \text{rest_uit}$$

$$\text{rest_in} = \text{factor_in} * \text{restvracht}$$

$$\text{rest_uit} = \text{factor_uit} * \text{restvracht}$$

$$\text{factor_in} = \text{Som(in)} / (\text{Som(in)} + \text{Som(uit)})$$

$$\text{factor_uit} = \text{Som(uit)} / (\text{Som(in)} + \text{Som(uit)})$$

Rest_in en rest_uit worden naar rato toegeedeeld aan de afzonderlijke posten door aanpassing van de respectievelijke concentraties.

Voor iedere ingaande post geldt:

$$\Delta \text{deelvracht_dag (\%)} = - \text{deelvracht_dag} / \text{Som(in)} * \text{rest_in} * 100$$

$$\Delta \text{concentratie (\%)} = \Delta \text{deelvracht} / \text{deelvracht} = - \text{rest_in} / \text{Som(in)} * 100$$

Voor iedere uitgaande post geldt:

$$\Delta \text{deelvracht (\%)} = \text{deelvracht} / \text{Som(uit)} * \text{rest_uit} * 100$$

$$\Delta \text{concentratie (\%)} = \Delta \text{deelvracht} / \text{deelvracht} \\ = \text{rest_uit} / \text{Som(uit)} * 100$$

Deze vorm van vereffening heeft tot gevolg dat de ingaande en uitgaande concentraties in tegengestelde richting worden aangepast: bij een positieve restvracht worden de ingaande concentraties verlaagd, en de uitgaande concentraties verhoogd. Daarnaast worden alle ingaande en alle uitgaande concentraties met een gelijk percentage aangepast.

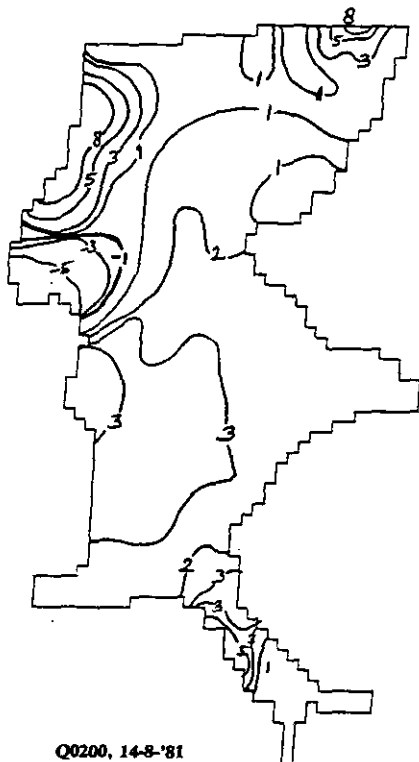
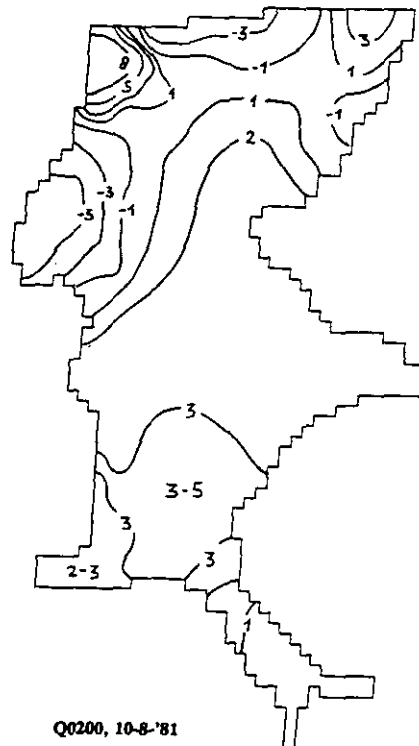
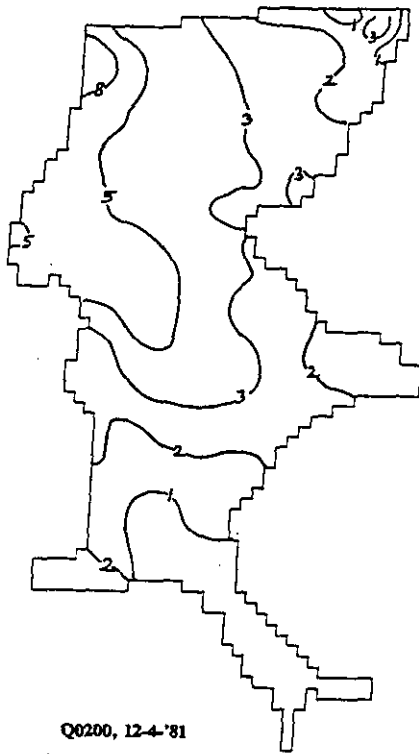
Problemen bij de vereffening

Toepassing van deze vorm van vereffening bij WAQUA schiet tekort omdat WAQUA zelf de uitgaande concentraties berekent. Daarbij passen de uitgaande concentraties zich in dezelfde richting aan als de ingaande concentraties: een verlaging van de ingaande concentraties leidt tot een verlaging van de uitgaande concentraties. De vereffening is dan ook in absolute zin te klein.

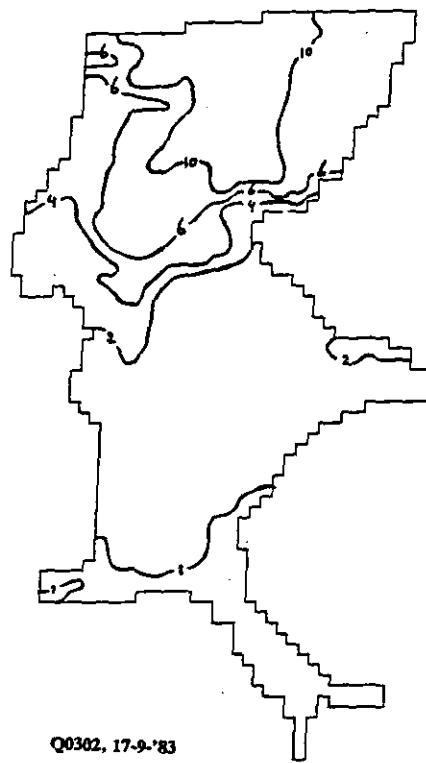
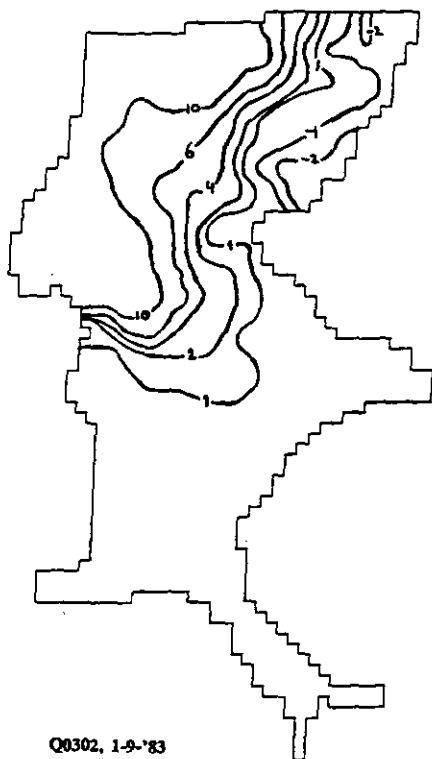
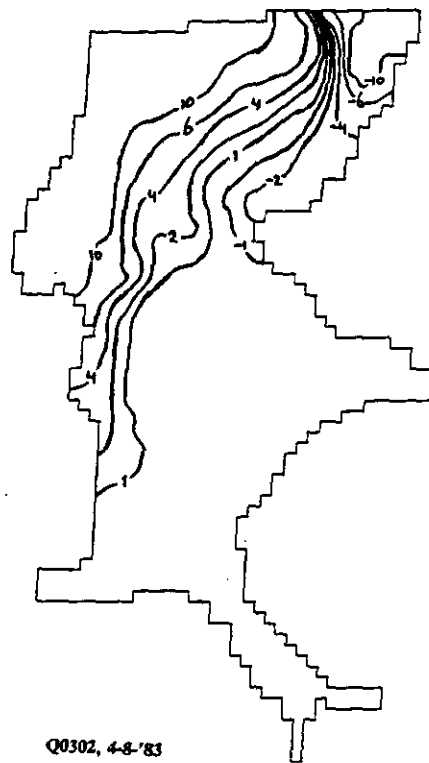
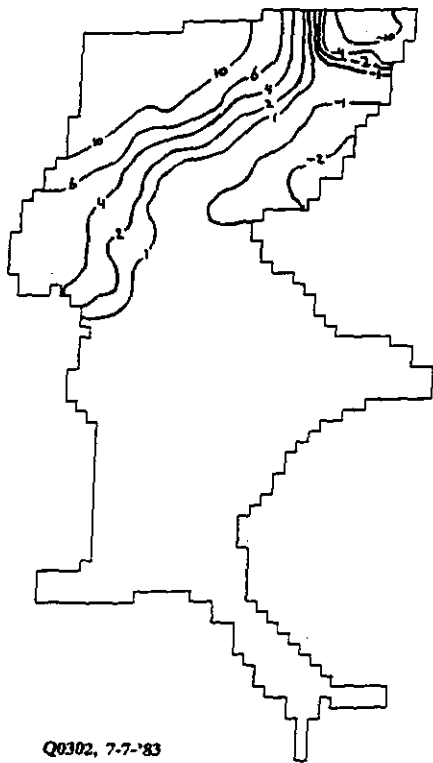
Een tweede probleem is een juiste schatting van de uitgaande vracht via de Afsluitdijk. Deze is geschat op basis van het concentratieverloop bij IJ1 en IJ2, op enkele km van de spuisluizen (zie fig 3.). Langs de Afsluitdijk zijn flinke chloridegradienten aanwezig als gevolg van de chloridebelasting via de schutsluizen en de dijkskwel door de Afsluitdijk, zodat bovenstaande schatting waarschijnlijk een onderschatting is. Idealiter wordt de chlorideconcentratie in de spuisluizen gemeten.

Een betere maar langduriger methode van vereffening begint met een WAQUA simulatie van de onvereffende situatie, waarbij de uitgaande vracht ten behoeve van de balansberekeningen door WAQUA wordt berekend. Vervolgens wordt de restvracht alleen over ingaande posten verdisconteerd, en wel die posten waarvan het aannemelijk is dat ze onbetrouwbaar zijn. Omdat de uitgaande vracht mee-verandert met veranderingen in de ingaande vracht, zijn enkele iteraties nodig voordat de juiste factor is gevonden.

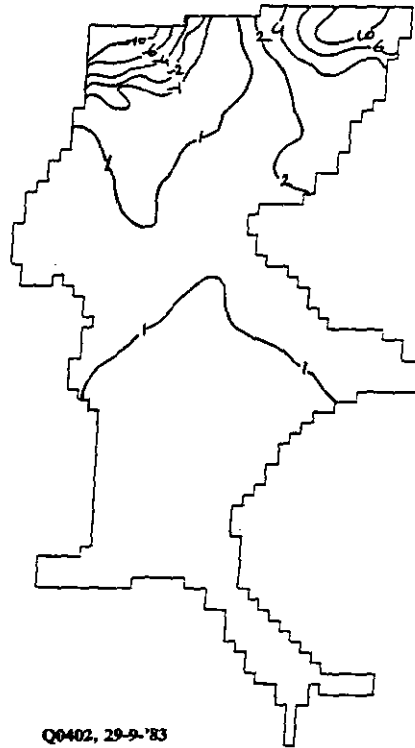
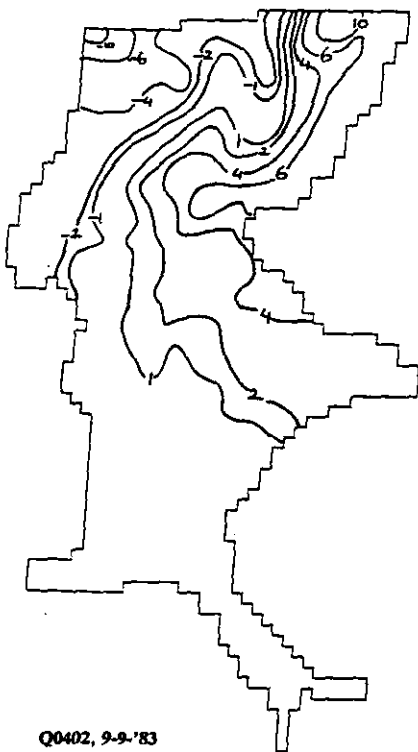
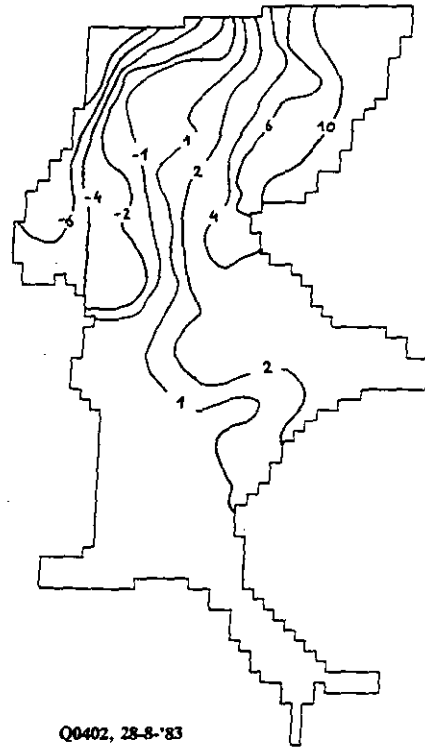
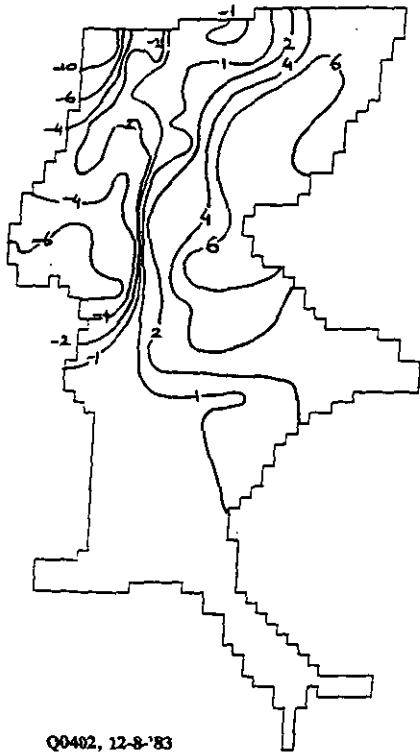
Bijlage 3.: Verschilkaartjes van de chlorideconcentratie in het IJsselmeer bij de onderzochte scenario's. Eenheid: mg Cl/l.
 Q02 min Q00: Wijziging in de afwatering van Flevoland.



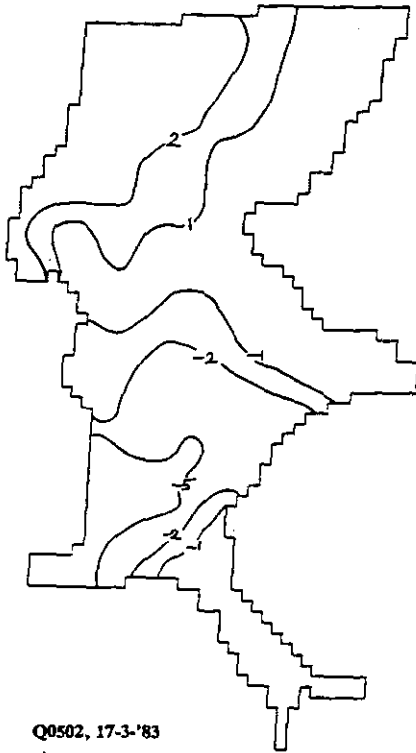
Q03 min Q02: Afvoer naar de Waddenzee vindt zoveel mogelijk plaats via de Lorentzsluizen



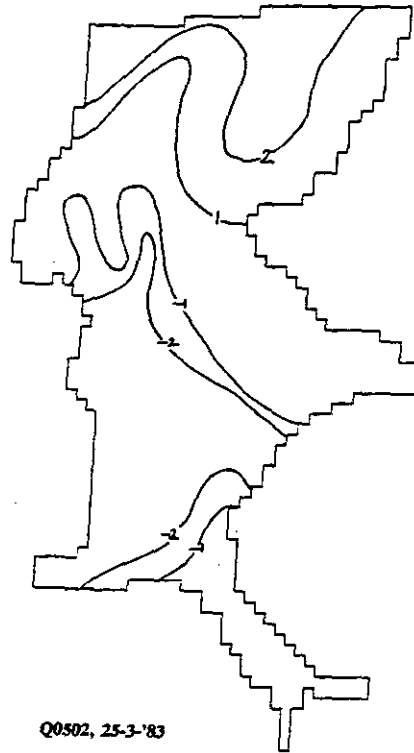
Q04 min Q02: Afvoer naar de Waddenzee vindt zoveel mogelijk plaats via de Stevinssluzen



Q05 min Q02: Uitwisseling met het Markermeer vindt plaats via de Krabbersgatsluizen



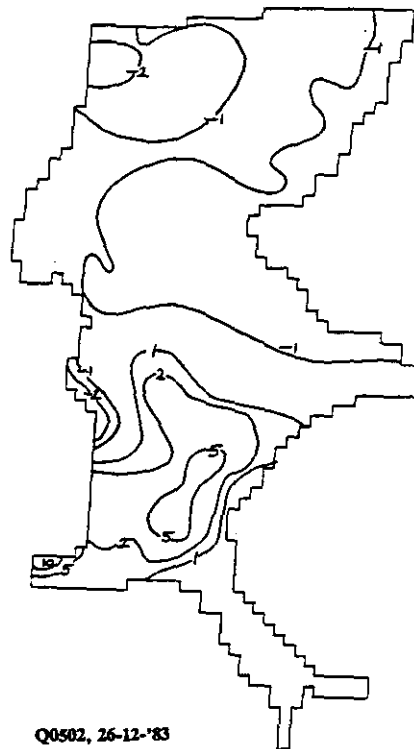
Q0502, 17-3-'83



Q0502, 25-3-'83

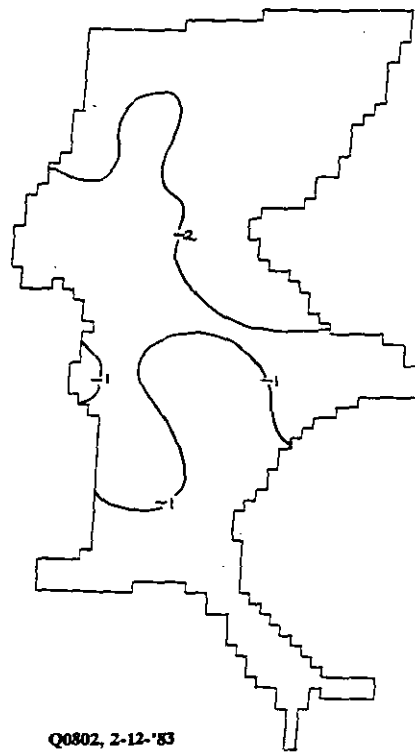
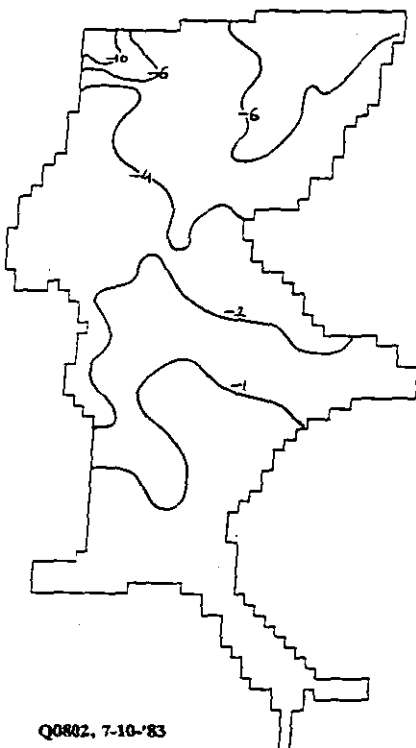
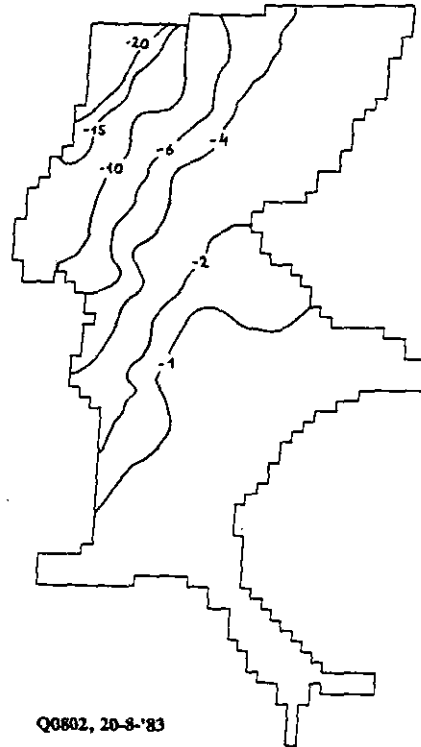
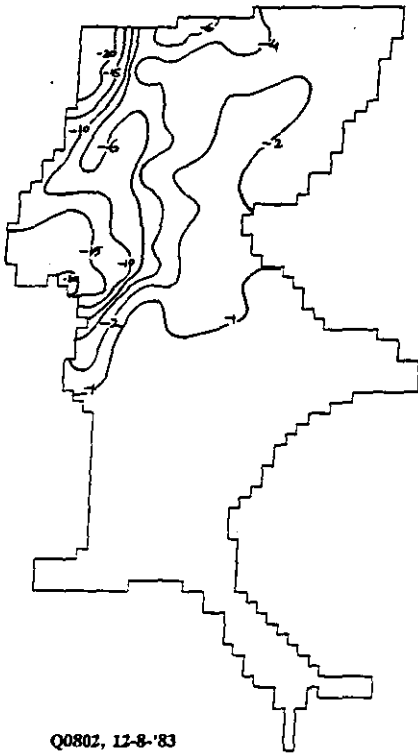


Q0502, 14-12-'83

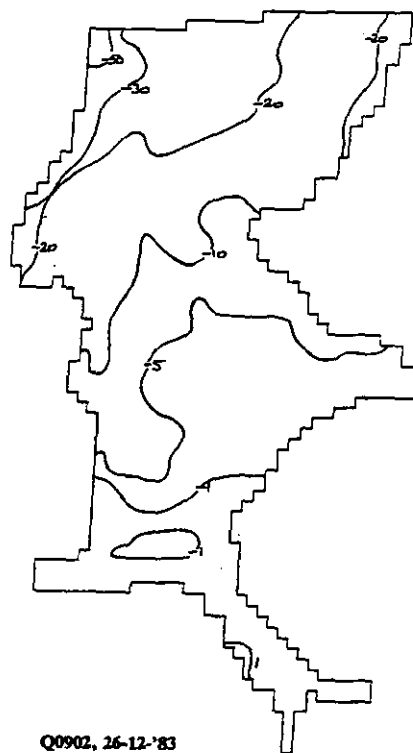
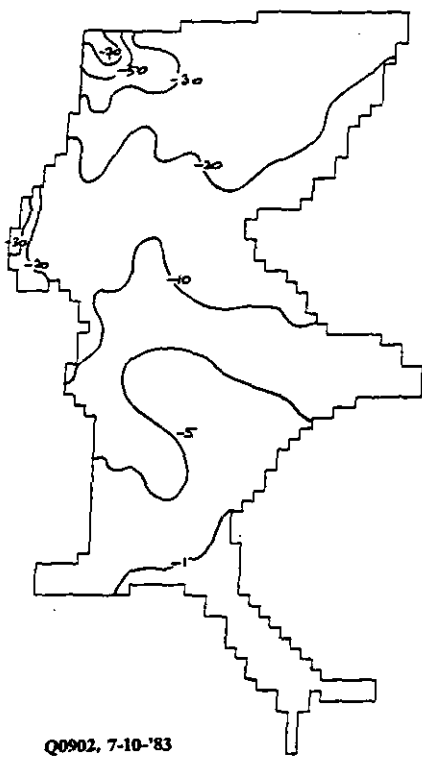
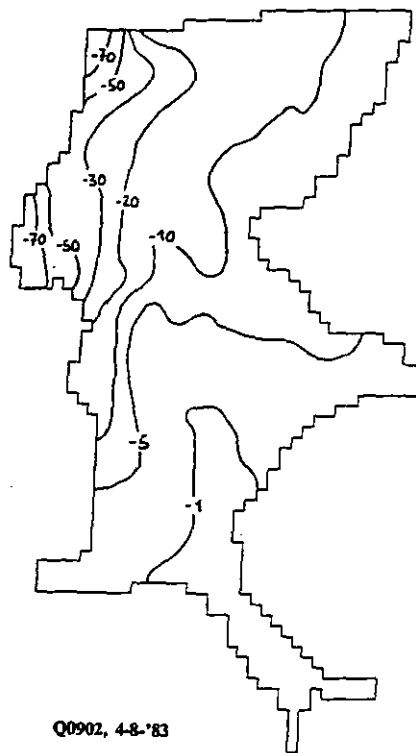


Q0502, 26-12-'83

Q08 min Q02: Bellenscherm in de Den Oever schutsluis

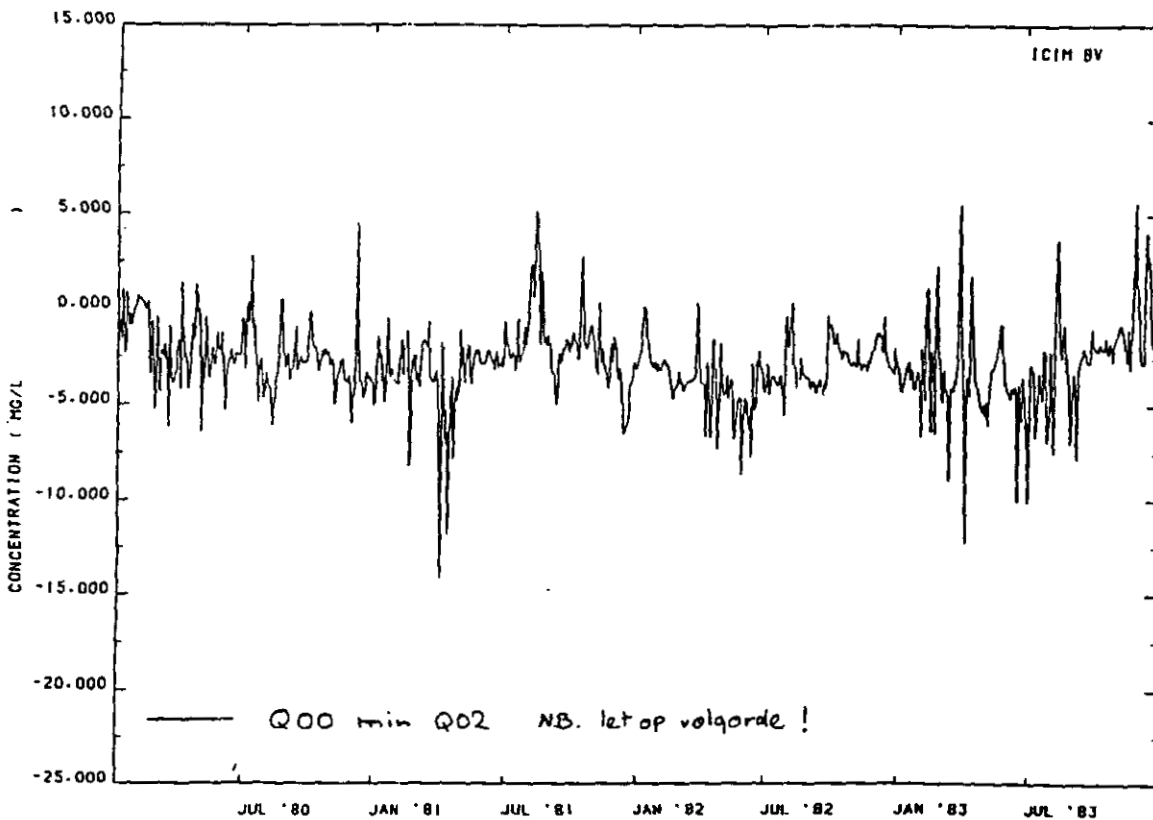
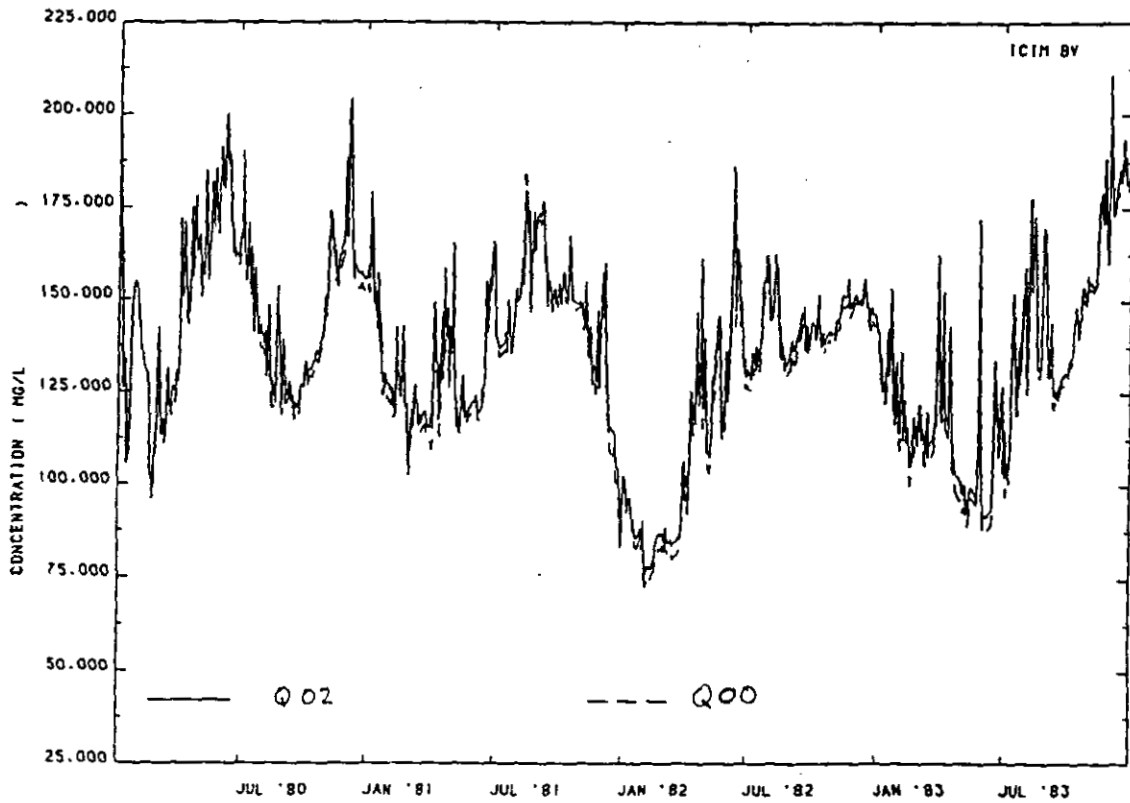


Q09 min Q02: Afleiding Wieringermeer plus bellenscherm in de Den Oever schutsluis

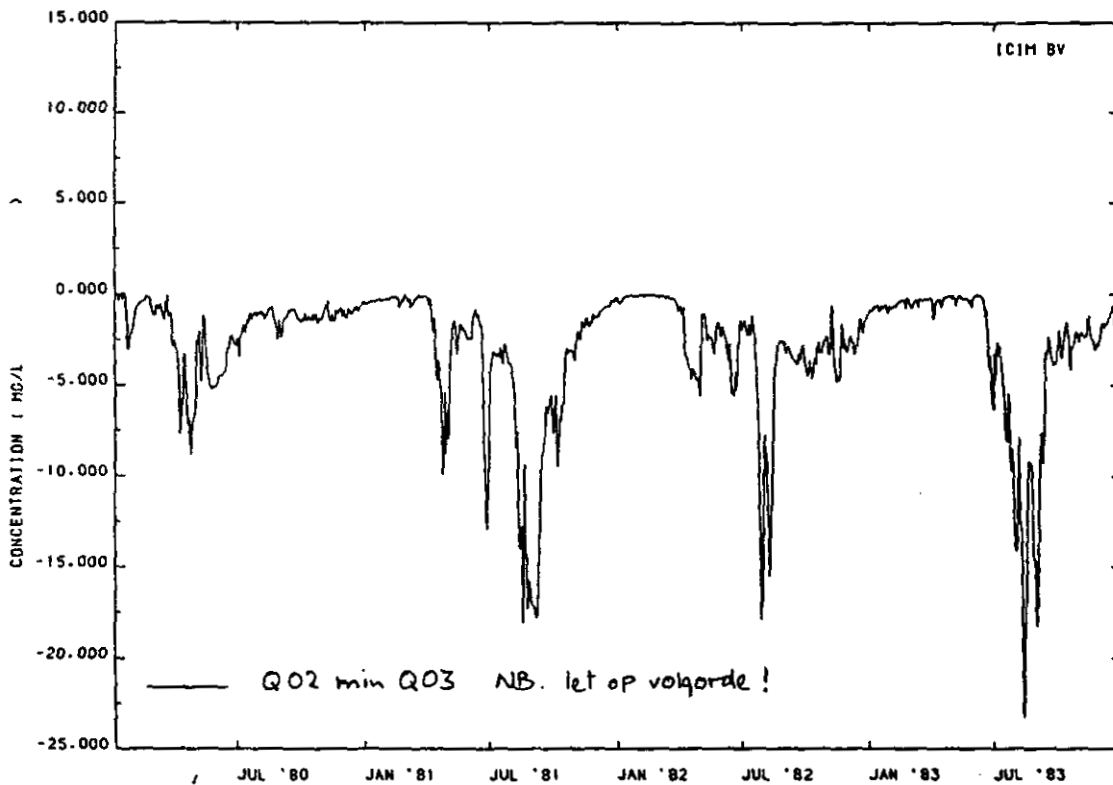
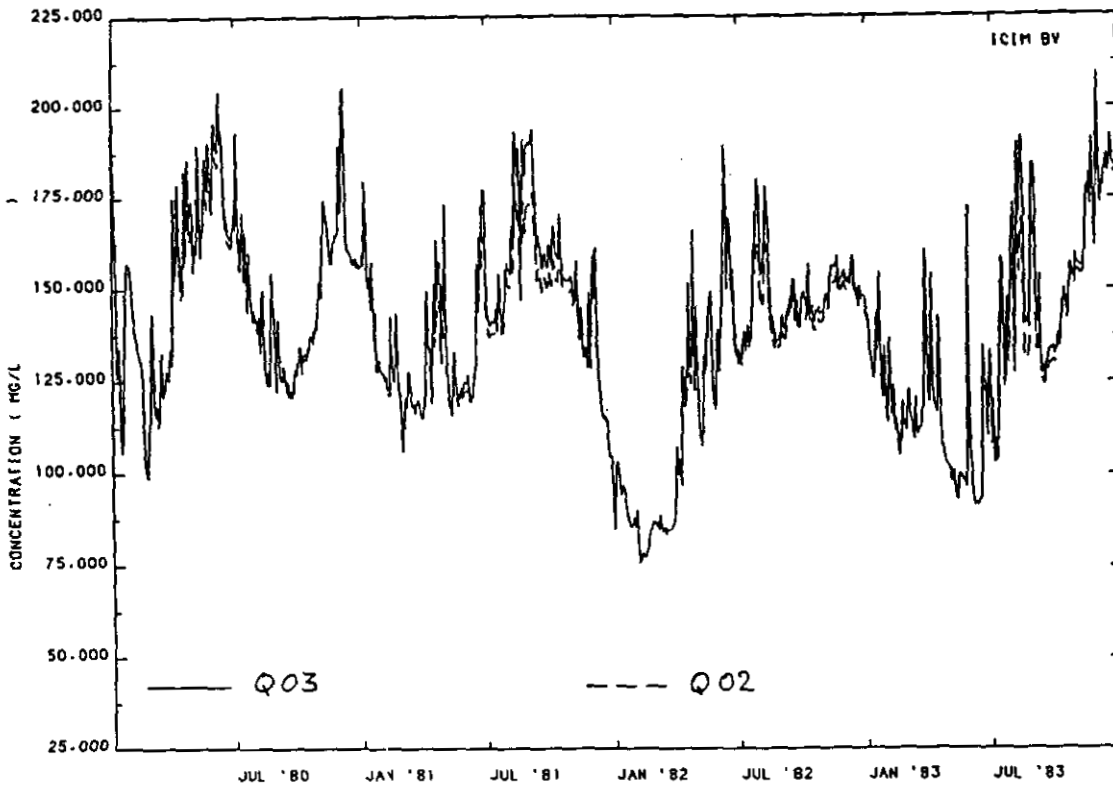


Bijlage 4.: Chloride tijdreeksen bij Andijk bij de onderzochte scenario's

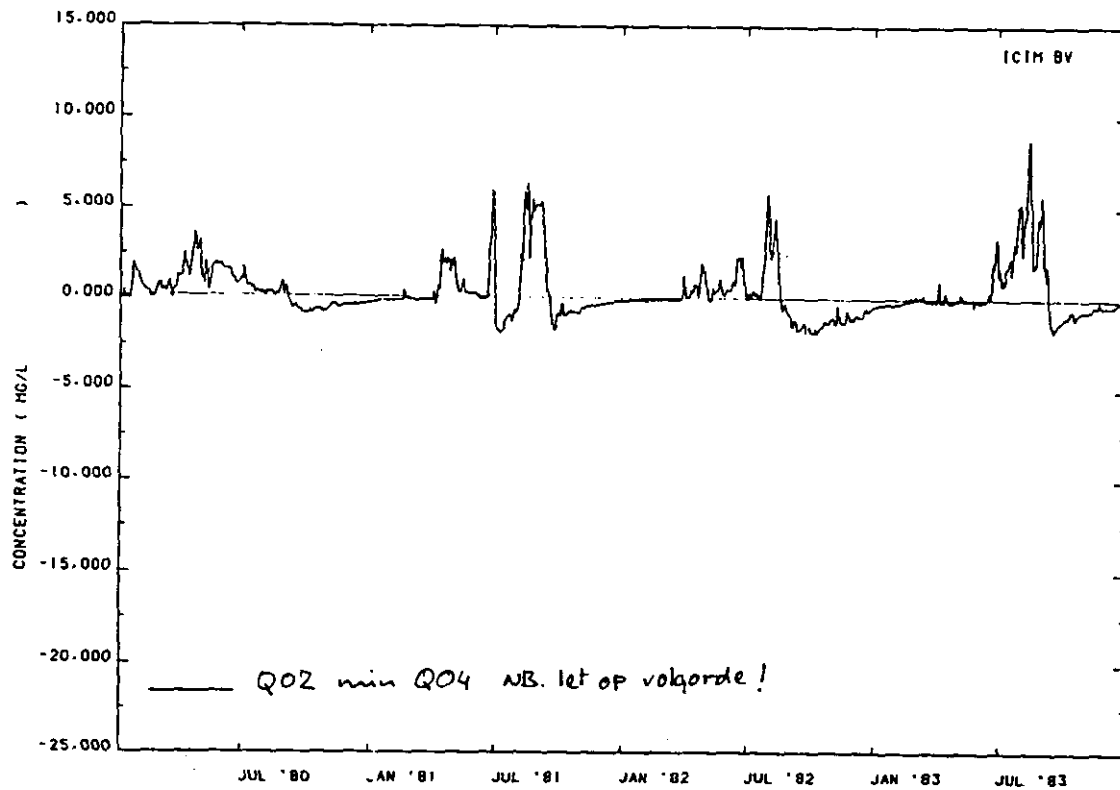
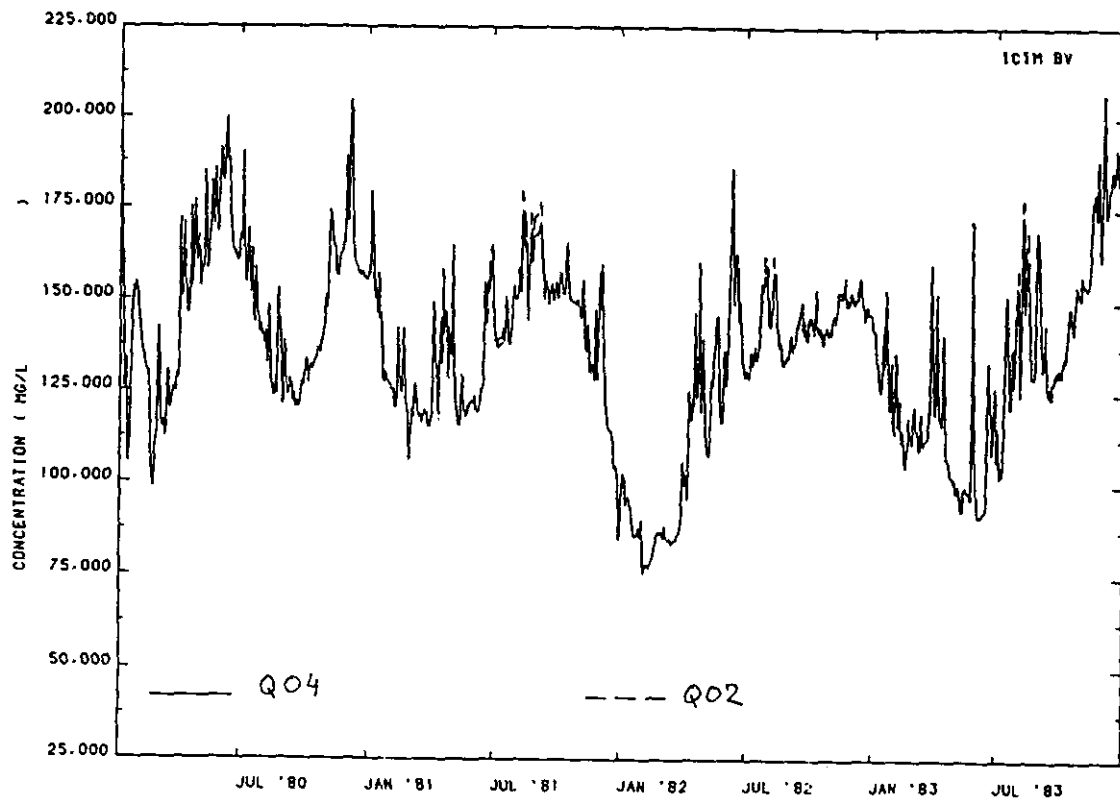
Q02: Wijziging in de afwatering van Flevoland.



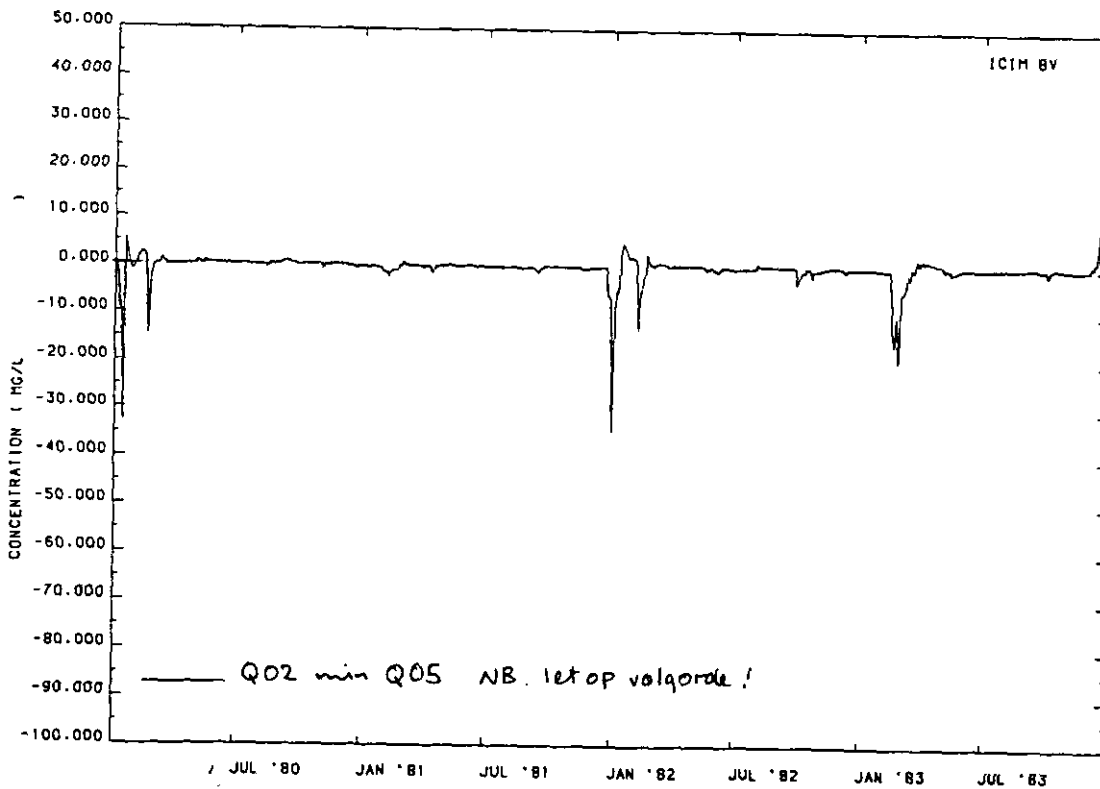
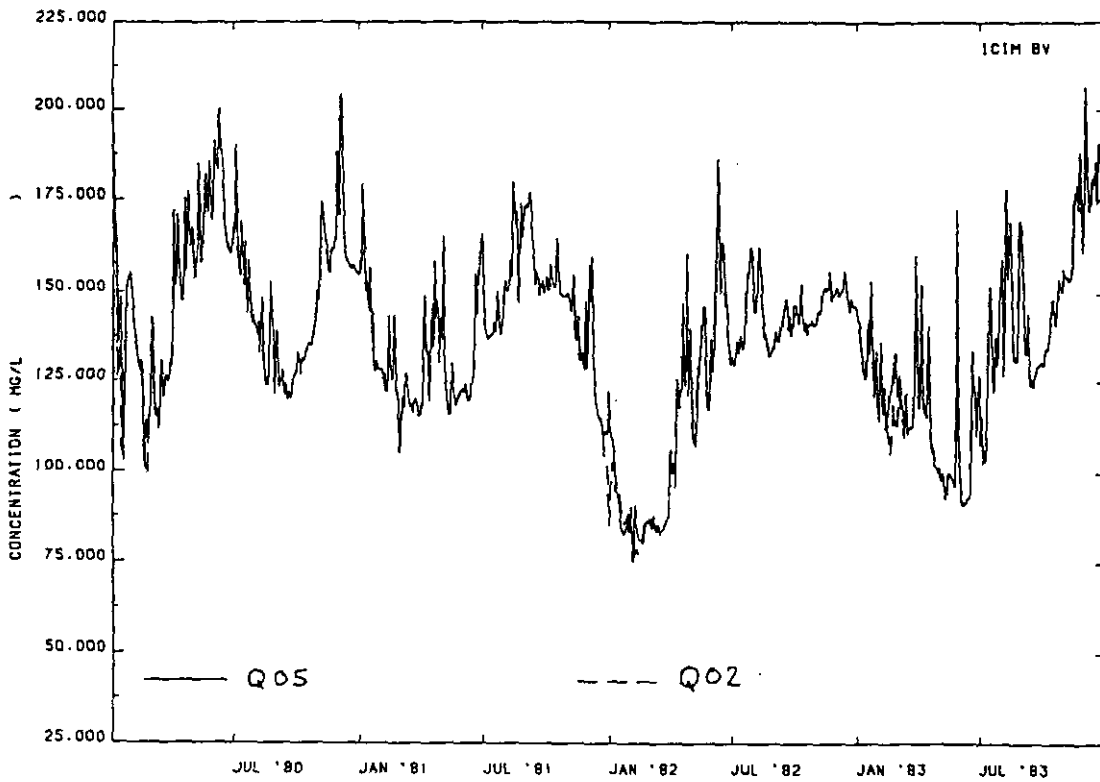
Q03: Afvoer naar de Waddenzee vindt zoveel mogelijk plaats via de Lorentzsluizen



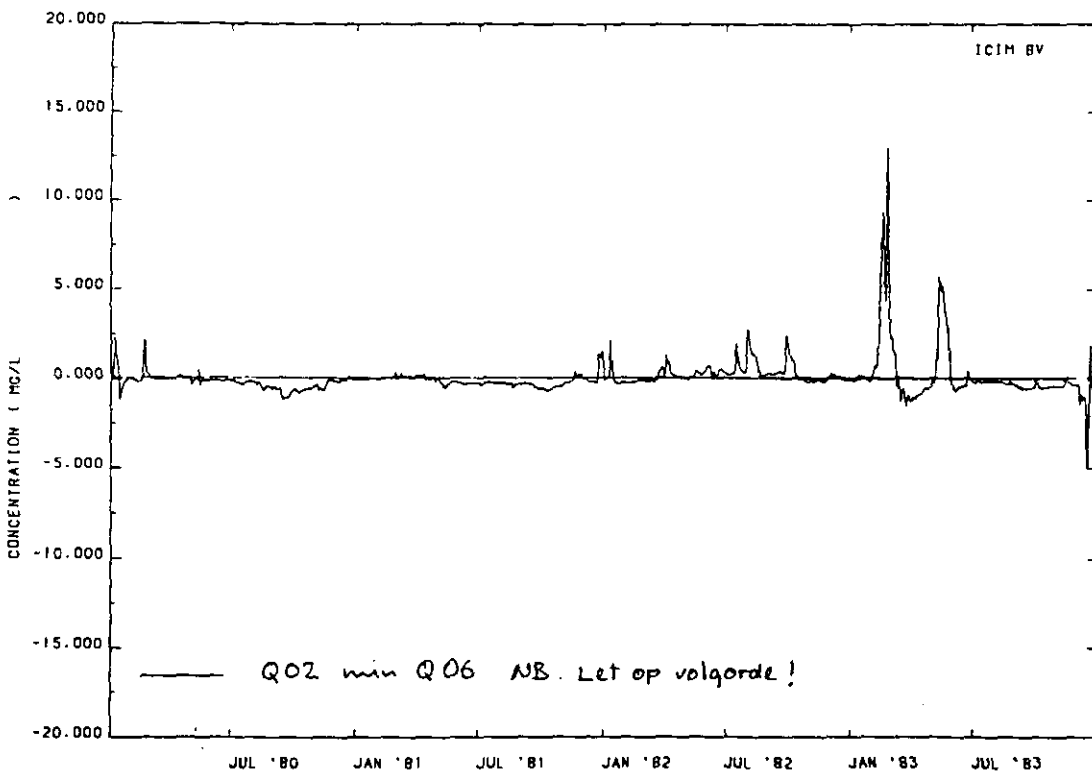
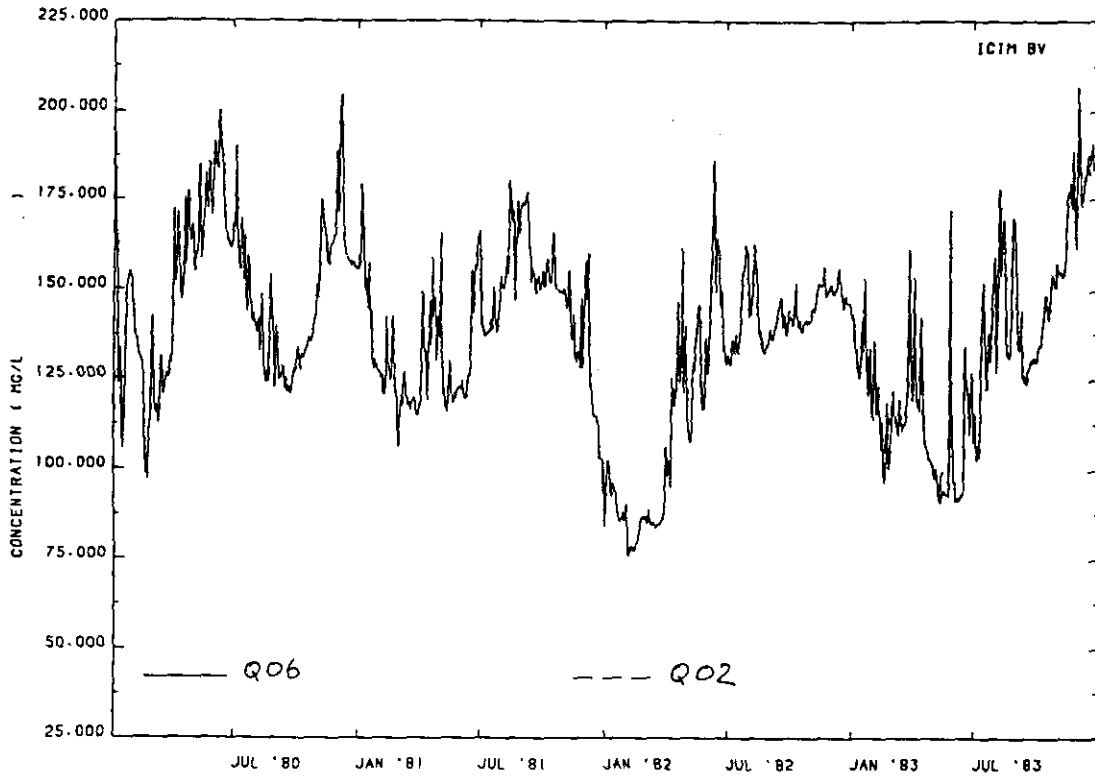
Q04: Afvoer naar de Waddenzee vindt zoveel mogelijk plaats via de Stevinsluizen



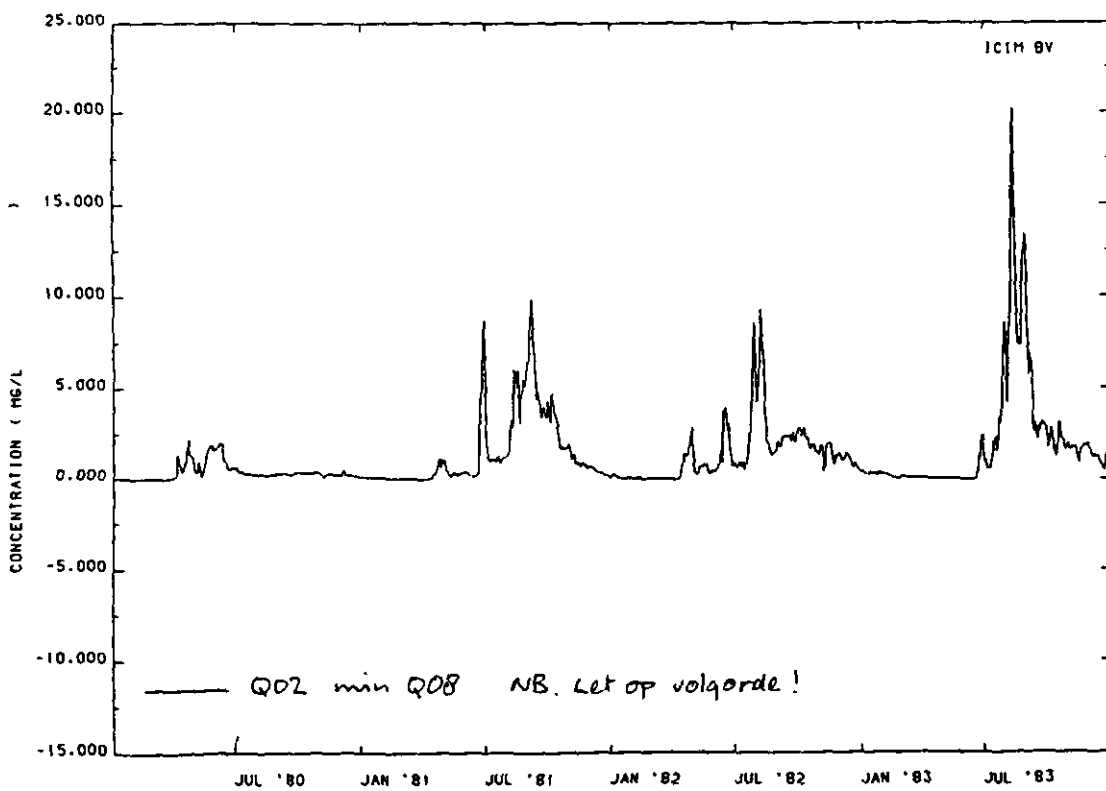
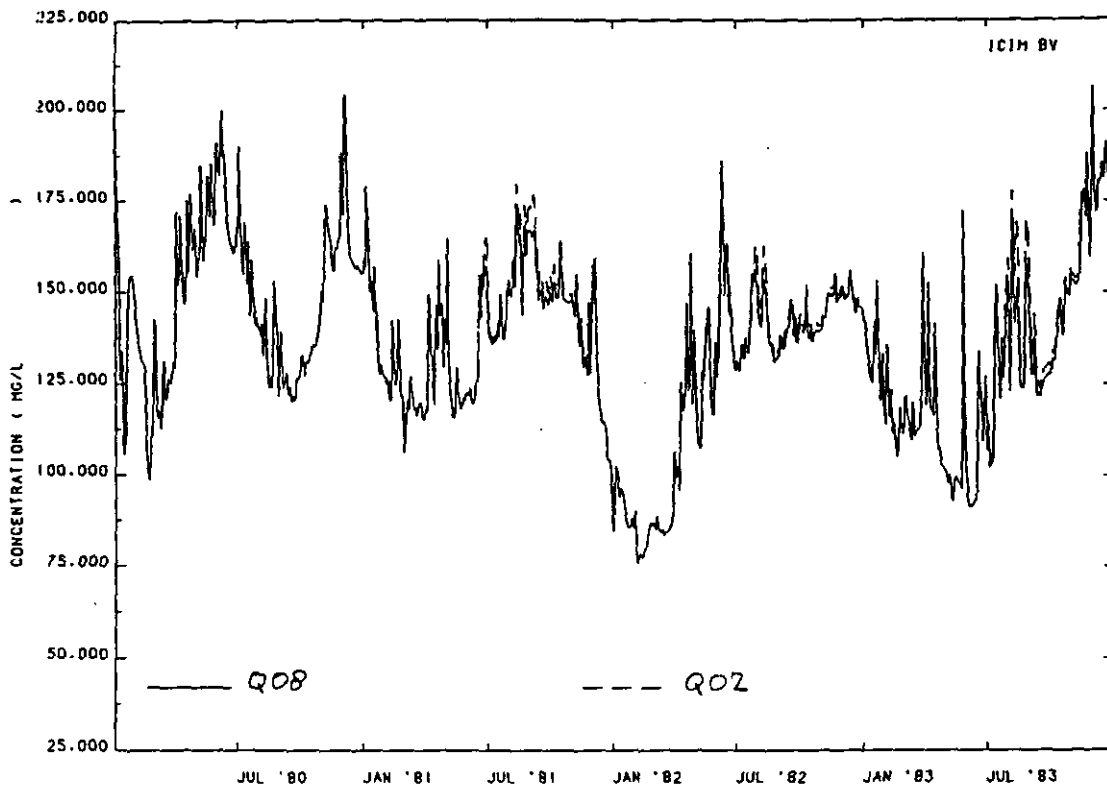
Q05: Uitwisseling met het Markermeer vindt plaats via de Krabbersgatsluizen



Q06: Uitwisseling met het Markermeer vindt plaats via de Houtribsluizen



Q08: Bellenscherm in de Den Oever schutsluis



Q09: Afleiding Wieringermeer plus bellenscherm in de Den Oever schutsluis

